

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ
ІМЕНІ ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО»

Екологічні біотехнології та біоенергетика

Матеріали
науково-практичного семінару
присвяченого 120-річчю КПІ ім. Ігоря Сікорського

14 грудня 2018

Київ-2018

УДК 60:502/504 (06)

«Екологічні біотехнології та біоенергетика»: матеріали науково-практичного семінару присвяченого 120-річчю КПІ ім. Ігоря Сікорського (Київ, 14 грудня 2018) [Електронне видання]/ Міністерство освіти і науки України, КПІ ім. Ігоря Сікорського. – К.: КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. – 102 с.

Матеріали конференції включають роботи вчених, аспірантів та студентів, які проводять наукові дослідження в галузях біотехнології очищення стічних вод, біотехнології переробки відходів, біоенергетики.

Відповідальні за випуск:

Щурська К. О.

Колтишева Д. С.

Рекомендовано до випуску Вченою радою факультету біотехнології і біотехніки, протокол № 6 від 28.01.19 р

СКЛАД ОРГАНІЗАЦІЙНОГО КОМІТЕТУ

Голова

Кузьмінський Є. В. – д.х.н., проф., в.о. завідувача кафедри екобіотехнології та біоенергетики ФБТ КПІ ім. Ігоря Сікорського.

Члени оргкомітету:

Дуган О. М. – д.б.н., проф., декан ФБТ;

Саблій Л. А. – д.т.н., проф., професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики ФБТ КПІ ім. Ігоря Сікорського;

Голуб Н. Б. – д.т.н., доц., професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики ФБТ КПІ ім. Ігоря Сікорського;

Козар М. Ю. – к.т.н., доцент кафедри екобіотехнології та біоенергетики ФБТ КПІ ім. Ігоря Сікорського;

Щурська К. О. – к.т.н., доцент кафедри екобіотехнології та біоенергетики ФБТ КПІ ім. Ігоря Сікорського;

Жукова В. С. – к.т.н., старший викладач кафедри екобіотехнології та біоенергетики ФБТ КПІ ім. Ігоря Сікорського;

Зубченко Л. С. – асистент кафедри екобіотехнології та біоенергетики ФБТ КПІ ім. Ігоря Сікорського;

Боровик О. Я. – завідувач лабораторії кафедри екобіотехнології та біоенергетики ФБТ КПІ ім. Ігоря Сікорського.

ЗМІСТ

Вишковська А.О., Саблій Л.А.

ВИДАЛЕННЯ ІЗ СТИЧНИХ ВОД СПОЛУК АЗОТУ МЕТОДОМ
ДЕНІТРИФІКАЦІЇ..... 7

Гвоздяк П.І.

БІОТЕХНОЛОГІЇ ВОДИ НА ВІДКРИТОМУ ПОВІТРІ
OUTDOOR WATER BIOTECHNOLOGIES..... 9

Голуб Г.А., Марус О.А.

КОНСТРУКЦІЙНІ ОСОБЛИВОСТІ СЕКЦІЙНОГО ГОРИЗОНТАЛЬНОГО
ЦИЛІНДРИЧНОГО РЕАКТОРА ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА БІОГАЗУ 15

Грона О.В.

ПОРТАТИВНІ ФЕРМЕНТНІ ПАЛИВНІ ЕЛЕМЕНТИ ІЗ РІЗНИМИ
КАТАЛІТИЧНИМИ СИСТЕМАМИ..... 18

Дауді А.М.

ВИРОЩУВАННЯ СИРОВИНИ ДЛЯ БІОПАЛИВА
В ЕКОЛОГІЧНО ЗАБРУДНЕНИХ УМОВАХ..... 22

Жиленко К.А., Саблій Л.А., Козар М.Ю.

ВИКОРИСТАННЯ *LEMNA MINOR* ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД
АМОНІЙНОГО АЗОТУ..... 27

Жукова В.С.

ЗАСТОСУВАННЯ НОСІЇВ ІММОБІЛІЗОВНИХ МІКРООРГАНІЗМІВ ДЛЯ
ЕФЕКТИВНОГО БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД 31

Зубченко Л.С.

БІОТЕХНОЛОГІЧНЕ ОТРИМАННЯ ВОДНЮ В БІОПАЛИВНИХ
ЕЛЕМЕНТАХ З ФОТОЕЛЕКТРОХІМІЧНИМ КАТОДОМ..... 34

Клипа А.П., Саблій Л.А.

ПОРІВНЯННЯ ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК
АЗОТУ З ВИКОРИСТАННЯМ АНАММОХ ПРОЦЕСУ 37

Козловець О.А, Шинкарчук М.В.

ПРОБЛЕМНІ ПИТАННЯ ВИРОБНИЦТВА БІОВОДНЮ ШЛЯХОМ
АНАЕРОБНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД..... 41

Колтишева Д.С., Щурська К.О.

СТАН І ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ МІКРОВОДОРОСТЕЙ В
БІОПАЛИВНИХ ЕЛЕМЕНТАХ З БІОКАТОДОМ 44

Коренчук М.С., Саблій Л.А.

ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД ІОНІВ ФЕРУМУ (ІІІ) ЗА ДОПОМОГОЮ
L. MINOR ПРИ РІЗНИХ ГІДРАВЛІЧНИХ РЕЖИМАХ..... 48

Котул В.В.

ВУГЛЕЦЕВІ НАНОСТРУКТУРИ ЯК СПОСІБ МОДИФІКАЦІЇ ЕЛЕКТРОДІВ
В МПЕ..... 53

Кустовський Є.О., Кустовська А.В.

ШВИДКОРОСЛІ ДЕРЕВНІ РОСЛИНИ ЯК СИРОВИНА ДЛЯ
БІОЕНЕРГЕТИКИ..... 58

Ладановська Д.О.

СУЧАСНИЙ СТАН І ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ РІДКОГО
БІОПАЛИВА..... 62

Мазур І.В., Саблій Л.А.

БІОЛОГІЧНЕ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД НІТРАТІВ З
ВИКОРИСТАННЯМ ВИЩИХ ВОДНИХ РОСЛИН..... 65

Ніколаєва О.А., Ребрикова П.А., Мокроусова О.Р.

ОТРИМАННЯ КОЛАГЕНУ ІЗ НЕДУБЛЕНИХ ВІДХОДІВ
ШКІРЯНОГО ВИРОБНИЦТВА 67

Овчарова В.В., Саблій Л.А.

ВСТАНОВЛЕННЯ МОЖЛИВОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ ЯК НОСІЇВ
МІКРООРГАНІЗМІВ В АЕРОБНИХ БІОРЕАКТОРАХ ПЛАСТИКОВИХ
ЕЛЕМЕНТІВ ЗАВАНТАЖЕННЯ..... 70

Підмаркова К.А., Іванова Т.В.

ЗАСТОСУВАННЯ ВІТЧИЗНЯНИХ МІКРОБІОЛОГІЧНИХ ІНОКУЛЯНТІВ НА
ВІДПРАЦЬОВАНИХ СУБСТРАТАХ ПЕЧЕРИЦІ..... 75

Романовська Л.А., Саблій Л.А.

ПОРІВНЯННЯ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ТА БІОЛОГІЧНИХ МЕТОДІВ
ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД..... 78

Саблій Л.А., Ободович О.М., Сидоренко В.В., Коренчук М.С.

ВПЛИВ НОВОЇ КОНСТРУКЦІЇ СТРУМИННОГО АЕРАТОРА НА
АКТИВНИЙ МУЛ..... 84

Ціпук В.Я., Саблій Л.А.

АНАЛІЗ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД ІОНІВ
ВАЖКИХ МЕТАЛІВ 87

Швецова І.В., Аблєєва І.Ю.

ПЕРСПЕКТИВИ ВИРОБНИЦТВА БІОГАЗУ З МІКРОВОДОРОСТЕЙ ТА
ЛІГНОЦЕЛЮЛОЗИ 92

Шинкарчук М.В., Голуб Н.Б., Козловець О.А.

БІОТЕХНОЛОГІЯ ПЕРЕРОБКИ ЖИРОВІСНИХ ВІДХОДІВ ШКІРЯНОГО
ВИРОБНИЦТВА ШЛЯХОМ КОФЕРМЕНТАЦІЇ 95

Шуліна Є.О.

БІОТЕХНОЛОГІЧНІ РІШЕННЯ ДЛЯ РЕМЕДІАЦІЇ ГРУНТОВОЇ
ЕКОСИСТЕМИ..... 97

ВИДАЛЕННЯ ІЗ СТІЧНИХ ВОД СПОЛУК АЗОТУ МЕТОДОМ ДЕНІТРИФІКАЦІЇ

*Вишковська А.О., Саблій Л.А., д.т.н., професор, професор кафедри
екобіотехнології та біоенергетики*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний
інститут імені Ігоря Сікорського», пр. Перемоги 37, Київ, 03056,
ann.vyshkovskay@gmail.com*

В останні десятиліття гостро постає проблема чистої води в багатьох країнах світу. Оскільки діяльність людини з кожним роком все більше сприяє значному погіршенню якості поверхневих водних ресурсів, так як більшість очисних споруд не передбачають видалення зі стічних вод біогенних елементів.

Основними забрудниками господарсько-побутових стічних вод є нітрогенвмісні сполуки. Вони є необхідними компонентами водних систем і водночас при перевищенні їх природних концентрацій викликають евтрофікацію водойми. В результаті евтрофікації в водоймах відбувається порушення процесів саморегуляції в біоценозах, в них починають домінувати види, найбільш пристосовані до нових умов (хлорококові водорості та ціанобактерії), які ускладнюють роботу водоочисних споруд. Водойми, що використовуються у господарстві, вимагають періодичного спостереження відповідності якості води за нормативними вимогами для водойм [1].

Різнноманітні сполуки азоту мають шкідливий вплив на гідробіоти, риби і особливо на здоров'я людини. Зокрема небезпеку становлять нітрати, які, потрапляючи в шлунково-кишковий тракт, редукують в нітрити, призводячи до зниження кисневої ємності крові, розвитку канцерогенних новоутворень, мають імунодепресивну дію, а також знижують резистентність організму до впливу канцерогенних і мутагенних агентів [2].

Метою дослідження був пошук ефективних методів вилучення сполук азоту зі стічних вод. Вирішенням проблеми стало використання методу

денітрифікації шляхом дисиміляції, що дозволяє звільнити воду від окиснених форм азоту з кінцевим продуктом в якості газоподібного азоту [3].

Денітрифікація здійснюється багатоступінчато. В основному її забезпечують денітрифікуючі бактерії: *Thiobacillus denitrificans*, *Pseudomonas fluorescens*, *Ps. aeruginosa*. Часто нітрати використовують мікроорганізми-денітрифікатори як акцептори електронів. Для їх нормальної життєдіяльності потрібні безкисневі умови. Оптимально процес денітрифікації проходить за температури 15-35°C і рН 7,0-7,5. В якості органічного субстрату в процесі денітрифікації можуть бути використані будь-які біологічно окиснювані органічні сполуки (вуглеводи, спирти, органічні кислоти), але економічно вигідним буде використання стічних вод після первинних відстійників. Необхідне співвідношення величин БСК в стічних водах до нітратного азоту $\approx 4:1$ [2, 3].

В лабораторних умовах на моделі біореактора-денітрифікатора було проведено дослідження процесу видалення нітратів з мулової води з початковою концентрацією нітратів 860 мг/дм³. Вміст лабораторного реактора перемішували за допомогою мішалки з мінімальним доступом повітря. Процес здійснювали в аноксидних умовах при вмісті розчиненого кисню близько 0. Через певний проміжок часу визначали кінцеву концентрацію нітратів у муловій воді. Отримано через 0,5 год – 780 мг/дм³; 1 год – 775 мг/дм³; 1,5 год – 1030 мг/дм³; 2 год – 955 мг/дм³. Ефект видалення нітрат-іонів: через 0,5 год – 9,39 %; 1 год – 10,09 %. Подальше збільшення тривалості процесу не дало бажаних результатів зменшення концентрації нітратів. При тривалості процесу 1 год швидкість денітрифікації була найвищою і становила 28 мг/дм³ за годину.

Отже, так як в муловій воді очисної станції міститься велика концентрація нітратів, то для їх видалення доцільно використовувати метод денітрифікації, в якому органічний субстрат буде окислюватися мікроорганізмами за рахунок нітратів з виділенням вільного азоту.

1. Гогина Е.С. Удаление биогенных элементов из сточных вод: Монография / ГОУ ВПО Моск. гос. строит. ун-т. – М.: МГСУ, 2010. – 120 с.
2. Жмур Н. С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. - М.: АКВАРОС, 2003. - 512 с. - ISBN 5-901652-05-3.
3. Долина Л.Ф. Д64. Очистка сточных вод от биогенных элементов: Монография. – Днепрпетровск.: Континент, 2011. - 198с. ISBN 978-966-8733-07-3.

УДК 606:628

БИОТЕХНОЛОГІЇ ВОДИ НА ВІДКРИТОМУ ПОВІТРІ
OUTDOOR WATER BIOTECHNOLOGIES

*Гвоздяк П.І., д.б.н., професор, головний науковий співробітник Інституту
колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України
gvozdyak@ukr.net*

Вода, на відміну від, наприклад, нафти, не є корисною копалиною одноразового використання. Вода – це вічно відновлювальний Природою ресурс, у тому числі харчовий продукт багаторазового застосування для всіх на Землі сущих організмів.

Саме тому ретельне очищення антропогенно забруднених стічних, зливових вод слід вважати першим і найголовнішим етапом підготовки питної води.

Допоки цю просту, очевидну істину не усвідомлять люди, а для спеціалістів-водників вона не стане абсолютно обов'язковим керівництвом до дії, проблема води посилюватиметься аж до критично нестерпної.

Фізіологічно повноцінну питну воду можна приготувати лише з природної прісної води, бо Людство впродовж всього свого історичного

(еволюційного) періоду розвитку зростало саме на відтворюваних Біосферою поверхневих (грунтових) водах.

Що більш забруднена вода у джерелах питного водопостачання, то більше число різноманітних технологічних етапів впливу на неї доводиться застосовувати, аби довести її якість до задекларованих в державних стандартах вимог. Проте будь-яке хімічне, фізичне чи фізико-хімічне втручання у воду віддаляє її якість від якості незайманої, природної води, робить її, за влучним висловом доктора медичних наук Л.І. Глоби, денатурованою і, відповідно, мало придатною до пиття.

Людство стратегічно змушене утримувати якість води в джерелах водопостачання на найвищому рівні, а для цього, по-перше, повністю відновлювати якість зужитої води і, по-друге, надійно убезпечувати ці джерела від антропогенного забруднення та всіляко підсилювати самоочисний потенціал відкритих природних водойм.

Виконанню першого завдання, у тому числі і в першу чергу за рахунок найбільш екологічно дружніх біологічних методів очищення різноманітних стічних вод, присвячена маса досліджень і практичних дій, тоді як другому поки-що приділяється значно менша увага, що зобов'язує нас зупинитися саме на цій проблемі, вирішення якої цілком можливе внаслідок розвитку «біотехнологій води на відкритому повітрі», тобто безпосередньо в тих місцях, де з тих чи інших причин відбулося, чи продовжує здійснюватися антропогенне заневищення природних і штучних водойм.

Дане повідомлення стосується огляду розроблених в ІКХХВ НАН України і перевірених на практиці біотехнологій відновлення порушеної якості води у відкритих водоймах.

В пору Радянського Союзу деякі промислові підприємства (коксохімічні, нафтопереробні, лісотехнічні заводи тощо) вимушені були складувати («до кращих часів») свої екологічно дуже загрозливі, концентровані, надзвичайно забруднені рідкі виробничі відходи у спеціально виритих у землі, як правило захищених ущільненою глиною або полімерними плівками від проникнення

рідини в підземні водні горизонти, котлованах, ямах – так званих «ставках – накопичувачах токсичних відходів» тощо. Ці відходи не можна було очистити жодними відомими тоді фізичними, хімічними, фізико-хімічними чи біологічними методами.

Успішні пошуки і «подвійна селекція» мікроорганізмів – деструкторів стійких, агресивних, ядовитих органічних сполук, у тому числі ксенобіотиків, дозволили нам розробити принципово нові біохімічні способи очищення таких рідких токсичних відходів і застосувати ці способи на практиці, причому безпосередньо в місцях складування відходів – біля і в самих ставках-накопичувачах, тобто реалізувати «біотехнології води на відкритому повітрі» («outdoor water biotechnologies») [1].

Першу спробу ліквідації такого ставка – накопичувача нафтовмісних відходів нафтопереробного заводу – було успішно здійснено на Дрогобицькому ВО «Масма» (Львівська область) [2]. Ранньої весни на березі ставка зусиллями заводу було споруджено спроектовану нами «біовежу» – фактично своєрідний, відкритий, доступний «усім вітрам» біофільтр – металічний каркас в плані 1,5×1,5 м, висотою 3 м з натягнутими доволі густо (через кожні 50 мм) розміщеними, довгими полотнищами ВІЙ з іммобілізованими на них бактеріями – деструкторами нафтопродуктів. Зверху носії ВІЯ через розприскувачі зрошувалися рідиною, яка подавалася зі ставка-накопичувача насосом і яка поверталася через піддон під біовежею назад у ставок, забезпечуючи таким чином постійну циркуляцію стічної води, що очищалася мікроорганізмами. Через місяць у ставок завезли асенізаційною машиною біля 3 м³ активованого мулу з вторинного відстійника біологічних очисних споруд міста і продовжували перманентну циркуляцію води через біовежу. Одного літнього сезону було достатньо для перетворення вкритою суцільною нафтовою плівкою, смердючої, безжиттєвої калабані у позбавлений запаху, з плаваючою на прозорій воді ряскою, зарослий на берегах водними рослинами ставочок.

Наступними стали рідкі токсичні відходи лісохімічного заводу в с.м.т. Вигода Івано-Франківської області [2]. Ці висококонцентровані промислові стічні води складувалися в трьох невеликих, але зело смердючих рукотворних ставочках в хащах прикарпатського лісу неподалік самого заводу. Там ми скористалися селекціонованими асоціаціями бактерій, актиноміцетів і мікроміцетів, здатних біохімічно очищати важкі промислові стічні води виробництва дерево-волоконних плит (ДВП) з ХСК ~ 3800 мг O_2 /л, вмістом фенолів ~ 400 мг/л, формальдегіду ~ 300 мг/л, нафтопродуктів ~ 600 мг/л, амонію ~ 100 мг/л, лігнінів ~ 1000 мг/л, а також лігносульфанатів та інших піноутворюючих поверхнево-активних речовин у невизначених концентраціях [3]. Мікроорганізми попередньо іммобілізували на носіях ВІЯ, які монтували на трьох виготовлених заводом біовежах, розміщених на берегах кожного ставка-накопичувача. Біологічно очищувані впродовж літа промстоки позбавилися хімічного смороду, стали абсолютно нетоксичними для гідробіонтів активованого мулу, і восени ними було зрошено оточуючий ставочки ліс.

Коксохімічному виробництву притаманне утворення великої кількості стічних вод, значних об'ємів газових викидів, а також надзвичайно токсичних та агресивних рідких відходів. Останні характеризуються низьким рівнем рН, високим вмістом екологічно небезпечних органічних (піридин, ціаніди, фенол тощо) та неорганічних (амоній, аміак, сульфати, хлориди, іони заліза і т.п.) речовин. Ці технологічні відходи не мали відповідних методів знешкодження і їх складували у спеціально створюваних ставках-накопичувачах, які становили велику загрозу для довкілля та місцевого населення.

Сумісними зусиллями працівників ТОВ «Енвітек» (В.Л. Михайловський, М.Л. Михайловська), НТУУ «КПІ» (В.М. Радовенчик) нам вдалося розробити і реалізувати хіміко-біологічну технологію очищення цих простоків [4].

В результаті хімічної нейтралізації рідких токсичних відходів (РТВ) у ставку-накопичувачі ВАТ «МК «Азовсталь» створилися сприятливі умови для біологічної реконвалесценції цього штучного озера. З цією метою побудовану і використану станцію нейтралізації було переобладнано на двоступеневу

біологічну очисну споруду, де в першому – аеробному – біореакторі здійснювався безперервний процес розкладу органічних забруднень іммобілізованими на носіях ВІЯ гетеротрофними мікроорганізмами і окиснення амонію до нітриту іммобілізованими на цих же носіях автотрофними нітрифікаторами, а в другому – аноксидному – біореакторі відбувалося біологічне окиснення амонію нітритами з утворенням вільного азоту (N_2) за участі іммобілізованих на носіях ВІЯ хемолітоавтотрофних ANAMMOX – бактерій.

Реалізований вперше в Україні у промислових масштабах ANAMMOX-процес дозволив відмовитися від використання значної (біля 1000 тонн!) кількості метанолу, що його потрібно було б зужити у випадку звільнення води від амонійного азоту за традиційною біотехнологією нітри-денітрифікації.

На території колишнього ВО «Хімволокно» в м. Чернігові розташований штучний ставок, в якому більше 25 років зберігалось близько 1600 м³ промислових стічних вод виробництва полімеру «анід», що містили токсичний аліфатичний амін гексаметилендіамін, концентрація якого у стічних водах сягала дуже високих як для стоків значень – 2500÷4000 мг/л. Ці промислові стічні води дістали промовисту назву «мертва вода».

В результаті проведеного дослідження розроблено «біотехнологію води на відкритому повітрі», яка повністю відтворює природні процеси трофічних ланцюгів і сіток та не створює жодних небезпечних відходів і може бути широко застосована для очищення стічних вод не лише від ГМД, але й від будь-яких інших токсичних забруднень у штучних ставках, накопичувачах рідких токсичних відходів тощо [5,6].

1. Гвоздяк П.І. Біологічна охорона водних об'єктів від антропогенного впливу. *XV Міжнародна науково-практична конференція*. Кременчук. 2017. С. 23.

2. Гвоздяк П.И., Глоба Л.И. Научное обоснование, разработка и внедрение в практику новых биотехнологий очистки воды. *Химия и технология воды*. 1998. т. 20, № 1. С. 61 – 69.
3. Загорная Н.Б., Гвоздяк П.И., Никовская Г.Н., Глоба Л.И., Залевский В.С. Биотехнология очистки сточных вод производства древесно–волоконистых плит. *Химия и технология воды*. 1992. т.14, № 6. С. 452 – 458.
4. Гвоздяк П.І., Михайловський В.Л., Михайловська М.В. Використання ANAMMOX-процесу в оздоровленні ставка накопичувача токсичних відходів коксохімічного заводу. *Водопостачання та водовідведення*. 2013. 4/13. С.40-45.
5. Гвоздяк П.І., Сапура О.В., Чехівська Т.П. Біотехнологічне знешкодження гексаметилендіаміновмісних промислових токсичних відходів у ставку-накопичувачі. *Вісник НУВГП*. 2015. 1(69). С. 102-111.
6. Домбровский К.О., Гвоздяк П.І. Біологічне доочищення промислових стічних вод від гексаметилендіаміну за допомогою угруповань перифітону волокнистого носія «ВІЯ» та кореневої системи *Eichhornia crassipes*. *Гидробиологический журнал*. 2018. т.54, № 2. С. 70–78.

КОНСТРУКЦІЙНІ ОСОБЛИВОСТІ СЕКЦІЙНОГО ГОРИЗОНТАЛЬНОГО
ЦИЛІНДРИЧНОГО РЕАКТОРА ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА БІОГАЗУ

*Голуб Г.А., д.т.н, професор, завідувач кафедри тракторів, автомобілів та
біоенергосистем*

*Марус О.А., к.т.н., доцент кафедри тракторів, автомобілів та
біоенергосистем*

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Marus_O@ukr.net

Вичерпність енергоносіїв із мінерального пального спонукає до пошуку способів та методів виробництва палив із відновлюваних джерел енергії. Оскільки залежність нашої держави від енергоносіїв досить суттєва, то виробництво палив із відновлюваних джерел енергії набуває все більшої актуальності. Потенціал відновлюваної біомаси в аграрному виробництві достатньо високий, а тому створення установок для виробництва біогазу дозволить стати на шлях енергетичної автономності аграрного виробництва.

Виробництво біогазу з органічної біомаси дозволить отримати органічні добрива, використання яких покращує якісні показники продукції.

Нами був проведений аналіз існуючих конструкцій реакторів для твердофазної ферментації [1], який показав, що в найбільшій мірі задовольняють вимоги твердофазного зброджування горизонтальні циліндричні реактори. Основною перевагою таких типів реакторів є висока якість перемішування та продуктивність процесу [2].

Для твердофазної ферментації нами був розроблений секційний біогазовий реактор горизонтального типу (рис.). Він працює наступним чином: після подрібнювача біосировини 29 біомаса потрапляє до бункера 22 і за допомогою гвинтового транспортера 6 через патрубок 23 потрапляє в реактор. Перемішування біомаси здійснюється за рахунок роботи обертово-лопатевого механізму 3, який приводиться в дію від електроприводу. Одночасно з

наповненням першої ємності 10 реактора біомасою через пристрій для інокуляції біомаси 16 подається інокулянт. Під дією анаеробних мікроорганізмів без доступу повітря проходить біохімічне зброджування органічної біомаси з виділенням біогазу, який через патрубок 15 видаляється з реактора.

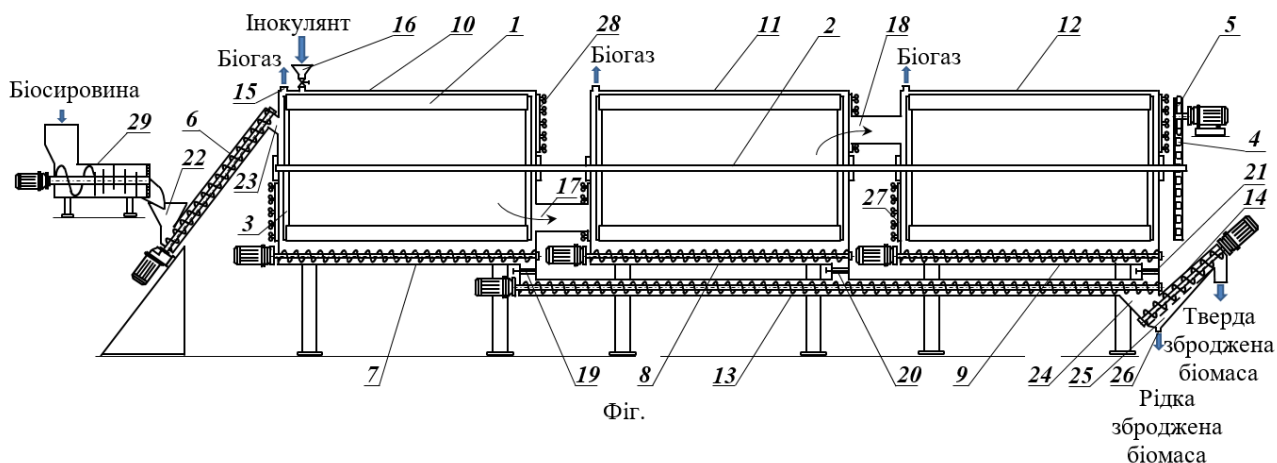


Рис. Біогазовий реактор для твердофазної ферментації:

1 – лопатки; 2 – центральний горизонтальний вал; 3 – обертово-лопатевий механізм; 4 – кільцевий ланцюг; 5 – привідна зірочка; 6 – гвинтовий транспортер, для завантаження біосировини; 7, 8 та 9 – гвинтові транспортери для вивантаження зброженої біомаси; 10, 11 та 12 – ємності; 13 – загальний гвинтовий вивантажувальний транспортер; 14 – гвинтовий транспортер для вивантаження зброженої біомаси з можливістю її розділення на тверду та рідку фракції; 15 – патрубок для відводу біогазу; 16 – пристрій для інокуляції біомаси; 17 – нижній патрубок; 18 – верхній патрубок; 19, 20 та 21 – регулювальні заслінки; 22 – бункер для завантаження біомаси; 23 – патрубок; 24 – камера; 25 – камера збору рідкої зброженої фракції; 26 – патрубок для видалення рідкої біомаси; 27, 28 – люки; 29 – подрібнювач біосировини.

Після першого циклу бродіння до першої ємності 10 реактора добавляють свіжу біомасу, та біомаса, що знаходилась в першій ємності 10 до цього моменту через нижній патрубок 17 під дією тиску перетікає до другої ємності 11. Після другого циклу бродіння знову до першої ємності 10 додається біомаса і вже з

другої ємності 11 біомаса переливається до третьої ємності 12 через верхній патрубок 18 де відбувається кінцевий процес бродіння. Осад та мінеральна складова біомаси видаляється з ємкостей 10, 11 та 12 гвинтовими транспортерами 7, 8 та 9 до загального гвинтового транспортера 13 через регулювальні заслінки 19, 20 та 21, які забезпечують регулювання видалення необхідної кількості біомаси та осаду. Після завершення третього циклу бродіння органічна маса з третьої ємності після зброджування вивантажується з реактора гвинтовим транспортером 9. Через камеру 24 біомаса надходить до гвинтового транспортера 14, днище, якого має сітчасту поверхню, через яку виділяється рідка фракція в камеру збору рідкої збродженої фракції 25 та через патрубок 26 видаляється та використовується в якості інокулянта. При необхідності для проведення дезінфекції реактора або його миття використовуються люки 27 та 28, що встановлені на торцевих поверхнях ємкостей 10, 11 та 12 горизонтального циліндричного корпусу.

Завдяки тому, що горизонтальний циліндричний корпус складається із послідовно встановлених ємностей, які з'єднані між собою патрубками для переливу біомаси, виконується поетапний процес бродіння з одночасним перемішуванням та отриманням максимального виходу біогазу. Це також унеможлиблює свіжо-доданій біомасі (оскільки органічна маса до бродіння не тоне) перелитися з першої ємності в другу, до другої ємності буде перетікати біомаса, що вже пройшла певний період зброджування, а до третьої ємності вже потрапить біомаса для кінцевого доброджування.

Список використаних джерел

1. Марус О.А. Аналіз конструкцій реакторів для твердофазної ферментації / О.А. Марус, Г.А. Голуб // Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. – Київ, 2016. – Вип. 241. – С. 380 – 387.
2. Марус О.А. Аналіз конструкцій горизонтальних циліндричних реакторів для виробництва біогазу / О.А. Марус, Г.А. Голуб // Науковий вісник

Національного університету біоресурсів і природокористування України. – Київ, 2016. – Вип. 251. – С. 238 – 246.

УДК 544.6:57

ПОРТАТИВНІ ФЕРМЕНТНІ ПАЛИВНІ ЕЛЕМЕНТИ ІЗ РІЗНИМИ КАТАЛІТИЧНИМИ СИСТЕМАМИ

Грона О. В.

КПІ ім. Ігоря Сікорського

Останнім часом з'явилася велика кількість портативних електронних пристроїв, проте вибір відповідного живлення для них, залишається значною проблемою через потребу мініатюризації та біосумісності [1].

Ферментні паливні елементи є найбільш перспективними паливними елементами для портативних пристроїв через їхню низьку вартість, компактність і гнучкість. В ферментних паливних елементах (ФПЕ) каталіз палива пов'язаний з окисно-відновними реакціями, в результаті яких отримують електричний струм. Доступні види біопалива, такі як глюкоза, лактат і піруват, можна отримувати з біологічних рідин, що містяться в поті, слюзах, крові тощо [2], що дозволяє ефективно використовувати ФПЕ в різних пристроях. Однак розробка портативних ферментних паливних елементів вимагає значного підвищення потужності і терміну служби ферментів. Метою роботи є огляд сучасних методів збільшення ефективності ФПЕ для портативних електронних пристроїв.

Якщо говорити про біокатоли, то для них використовують ферменти з групи мідних поліядерних оксидаз (МСО), так як вони здатні до ефективного відновлення O_2 до H_2O . Ці ферменти містять чотири центри купруму, при якому мононуклеарний центр міді (Т1) знаходиться на поверхні ферменту і відповідає за перенесення електронів. Крім того, на глибині 20 нм є кластер міді типу 2 (Т2) і типу 3 (Т3) де O_2 бере участь в утворенні води [3,4].

У ФПЕ з одноферментною каталітичною системою що використовують оксидази, для біоаноду використовуються глюкозооксидаза (GOx) і лактат оксидаза (LOx), що володіють властивостями високої специфічності, активності і стабільності до глюкози і лактату.[5]

Хоча застосування оксидаз привертає багато уваги вчених і дослідників, є деякі очевидні недоліки таких ФПЕ. Наприклад, недоліком оксидаз є їх чутливість до O_2 , що зменшує термін експлуатації і ефективність таких ФПЕ [6,7]. Більше того H_2O_2 , що утворюється в процесі реакції, обмежує каталітичну активність оксидаз за фізіологічних умов [8,9].

Тому у зв'язку з цими недоліками, деякі вчені звернули увагу на дослідження дегідрогеназ. Наприклад, глюкозодегідрогеназа (GDH), що каталізує перетворення глюкози до D-глюконо- δ -лактона, що є нечутливим до кисню, і також запобігає утворенню H_2O_2 . Піролохінолінхінін-залежна глюкозодегідрогеназа (PQQ-GDH) і β -нікотинамідаденіндинуклеотид-залежні глюкозодегідрогенази (NAD-GDH) є двома типами глюкозодегідрогеназ, які зазвичай застосовуються [10]. Проте, PQQ-GDH потребує складного процесу очищення, має низьку селективність і погану теплову стабільність [10,11]. Крім того, для NAD-GDH необхідно додавати розчинні кофактори, що дещо ускладнює такий каталіз.

Якщо говорити про ФПЕ з мультиферментною каталітичною системою, то за допомогою більшої кількості ферментів можна отримати вищі показники сили струму і вихідної потужності.

Справа в тому, що при одноферментній каталітичній системі виділяється невелика частина енергії. Наприклад, за таких умов окиснення лактату дає лише 2 з 12 електронів, які можна було б отримати. Таким чином, для підвищення густини струму використовують ФПЕ з мультиферментною каталітичною системою з реакцією ферментного каскаду [12]. Для цього використовують біоанод з піранозною і целобіозною дегідрогеназою. Така система, наприклад, дозволяє отримати максимально 6 електронів з однієї молекули глюкози, при тому, що за одноферментної системи виділяється лише

2 електрони. Крім того, ще існує метод [13] повного ферментного окиснення лактату при якому використовують ферменти біохімічного циклу Кребса.

За результатами проаналізованих досліджень можна зробити висновок, що найкращими інноваціями серед ферментних паливних елементів на сьогодні є ФПЕ з мультиферментною каталітичною системою. Такі паливні елементи мають підвищену ефективність, максимальну густину струму і потужність, та усувають ряд недоліків одноферментних ФПЕ, при цьому залишаючись компактними і гнучкими. Такі властивості, і подальші їх вдосконалення дадуть можливість використовувати дані ФПЕ як джерело живлення для безлічі портативних електронних пристроїв.

Список використаних джерел

1. A.J. Bandodkar, J. Wang Wearable Biofuel Cells: A Review // *Electroanalysis* 28(6).- 2016. - P. 1188-1200.
2. A.J. Bandodkar Wearable Biofuel Cells: Past, Present and Future // *Electrochem* 164(3).– 2017. - P. 1007-1014.
3. S. Cosnier, J. Gross, A. Le Goff, M. Holzinger, Recent advances on enzymatic glucose/oxygen and hydrogen/oxygen biofuel cells: Achievements and limitations // *Power Sources* 325.– 2016. - P. 252-263.
4. Z. Jamshidinia, F. Mashayekhimazar, M. Ahmadi, A. Molaeirad, M. Alijanianzadeh, S. Janfaza Investigation of Direct and Mediated Electron Transfer of Laccase-Based Biocathode // *Journal of Electrochemical Science and Technology* 8(2).– 2017. - P. 87-95.
5. T. Garcia-Perez, S.-G. Hong, J. Kim, S. Ha Entrapping cross-linked glucose oxidase aggregates within a graphitized mesoporous carbon network for enzymatic biofuel cells // *Enzyme Microbial Technology* 90.– 2016. – P. 26-34.
6. M. Karaśkiewicz, E. Nazaruk, K. Żelechowska, J.F. Biernat, J. Rogalski, R. Bilewicz Fully enzymatic mediatorless fuel cell with efficient naphthylated

- carbon nanotube–laccase composite cathodes // *Electrochem.* 20.– 2012. – P. 124-127.
7. P. Scodeller, R. Carballo, R. Szamocki, L. Levin, F. Forchiassin, E.J. Calvo Layer-by-layer self-assembled osmium polymer-mediated laccase oxygen cathodes for biofuel cells: the role of hydrogen peroxide // *Am. Chem. Soc.* 132(32). – 2010. – P. 1114-1132.
 8. S.C.Y. Bon, H. Lalo, Z. Wang, M. Etienne, J. Gajdzik, G.W. Kohring, A. Walcarius, R. Hempelmann, A. Kuhn Multiscale-tailored bioelectrode surfaces for optimized catalytic conversion efficiency // *Langmuir* 27(20).– 2011. – P. 1237-1241.
 9. T. Miyake, S. Yoshino, T. Yamada, K. Hata, M. Nishizawa Self-regulating enzyme–nanotube ensemble films and their application as flexible electrodes for biofuel cells // *Am. Chem. Soc.* 133(13).– 2011. – P. 5129-5134.
 10. C. Chen, Q. Xie, D. Yang, H. Xiao, Y. Fu, Y. Tan, S. Yao Recent advances in electrochemical glucose biosensors: a review // *RSC Advances* 3(14).- 2013. – P. 4473-4490.
 11. M.N. Zafar, X. Wang, C. Sygmund, R. Ludwig, D. Leech, L. Gorton Electron-transfer studies with a new flavin adenine dinucleotide dependent glucose dehydrogenase and osmium polymers of different redox potentials // *Anal. Chem.* 84(1).– 2012. – P. 334-341.
 12. M. Shao, M.N. Zafar, C. Sygmund, D.A. Guschin, R. Ludwig, C.K. Peterbauer, W. Schuhmann, L. Gorton Mutual enhancement of the current density and the coulombic efficiency for a bioanode by entrapping bi-enzymes with Os-complex modified electrodeposition paints // *Biosens. Bioelectron.* 40(1).– 2013. – P. 308-314.
 13. D. Sokic-Lazic, A.R. de Andrade, S.D. Minter Utilization of enzyme cascades for complete oxidation of lactate in an enzymatic biofuel cell // *Electrochim. Acta* 56(28).– 2011. – P. 10772-10775.

ВИРОЩУВАННЯ СИРОВИНИ ДЛЯ БІОПАЛИВА В ЕКОЛОГІЧНО ЗАБРУДНЕНИХ УМОВАХ

Дауді А.М.

НПУ імені М.П. Драгоманова

daudiaminka1996@gmail.com

У ХХІ столітті зростає значення відновлювальних джерел енергетики, оскільки існує загроза енергетичної кризи у зв'язку з прогнозами, що їх роблять світові організації.

За даними звіту енергетичної компанії «British Petroleum» за 2010 рік світових запасів нафти за умов нинішніх темпів її використання вистачить на 45,7 років [1].

Розрахунки The Organization of the Petroleum Exporting Countries, здійснені у 2011 році на основі даних видобутку та використання нафти, свідчать, що через 10 років вона закінчиться у США, потім в Китаї, Бразилії, Росії. У Казахстані нафта закінчиться через 55 років, у Лівії – через 76. До 2112 року нафта зникне в Ірані, а 80 років потому в Іраку та Саудівській Аравії. Мешканці Канади зможуть користуватися нафтовими благами ще до 2189 року. Прогнози організації свідчать, що найбільший нафтовий потенціал наразі має Венесуела, яка зможе викачувати нафту з родовищ ще як мінімум 390 років [2].

Але такі цифри не лякають людство. Оскільки з розвитком технологій людина здатна добувати ресурси з більших глибин, що також впливає на формування таких прогнозів енергетичної кризи, роблячи їх все більш оптимістичними для *Homo sapiens*, але не завжди для планети [3].

Більшість свердловин та нафтових родовищ знаходиться у океані. У зв'язку з розвитком технологій, помпи, що викачують нафту, мають велику потужність. Це призводить до спорадичних катастроф, пов'язаних з викидом нафти у море. Оскільки наслідки такого викиду не можуть бути нейтралізовані діяльністю мікроорганізмів – страждають тварини. Танкерами щорічно

перевозиться до 2 млрд тонн нафти. Сьогодні, як і 50 років тому, вона залишається основним і найпоширенішим видом палива в світі. Міжнародна нафто- і газовидобувна компанія British Petroleum провела дослідження, в результаті якого було встановлено, що серед усіх видів палива та енергетики нафта займає провідну роль. Так, у 2014 році нафтова промисловість обслуговувала третину всіх потреб людства в енергії, хоча в 70-х роках минулого століття її частка в світовому енергобалансі сягала 50%. Тобто людство шукає альтернативні види енергії [4].

Альтернативний вид палива, який отримують в результаті переробки тваринної або рослинної сировини, а також органічних промислових відходів і продуктів життєдіяльності, називають біопаливом. Таке паливо є не лише екологічно чистим, оскільки є відновлювальним, а й економічно вигідним, бо нівелює спекуляції [5].

За прогнозами експертів у 2030 році частка біопалива у США сягатиме 20%, тоді як у 2015 році його відсоток коливався в межах 6-7%, що свідчить про стрімкий розвиток технологій виробництва, методів очищення та стандартизації екопалива до традиційних нафтопродуктів [6].

Провідна роль у створенні біопалива належить жиролійним видам, зокрема родині *Brassicaceae*.

Для дослідження впливу забруднених екотопів на ріст та розвиток жиролійних культур використано тест-об'єкт – *Raphanus sativum d. var. oleifera* Metrg. (редька олійна). Предметом дослідження є схожість *Raphanus sativum d. var. oleifera* під впливом продуктів згоряння пластику та біометричні показники проростків.

Метою експерименту є оцінка впливу продуктів згоряння пластику на схожість та біометричні показники проростків жиролійної культури. Аби досягти мети були виконані такі завдання: відібрати життєздатний насінний матеріал жиролійної культури; помістити частину насіння в металеві бюкси; підпалити пластиковий файл та направити дим від його горіння у бюкс із насінням; наповнивши бюкс димом, закрити його кришкою та залишити на

одну добу; скляні чашки Петрі протерти спиртом; помістити на дно кожної чашки фільтрувальний папір; викласти в одну чашку насінини *Raphanus sativum d. var. oleifera*, які добу знаходилися в буюксі з димом від горілого пластику; в іншу чашку закласти контрольний зразок – таку ж кількість насінин, що не піддавалися токсичному впливу (контроль); залити в кожну чашку Петрі 10 мл дистильованої води; термостатувати протягом 6 діб; після завершення термостатування порівняти групи за інтенсивністю проростання та за біометричними показниками.

В результаті дослідження встановлено, що інтенсивність проростання насіння *Raphanus sativum d. var. oleifera*, на яке не було здійснено впливу горілого пластику вища (див. табл., рис. 1).

Таблиця

Схожість насінин *Raphanus sativum d. var. oleifera*

Умови	Кількість пророслого насіння
Контроль	70%
Під впливом горілого пластику	50%

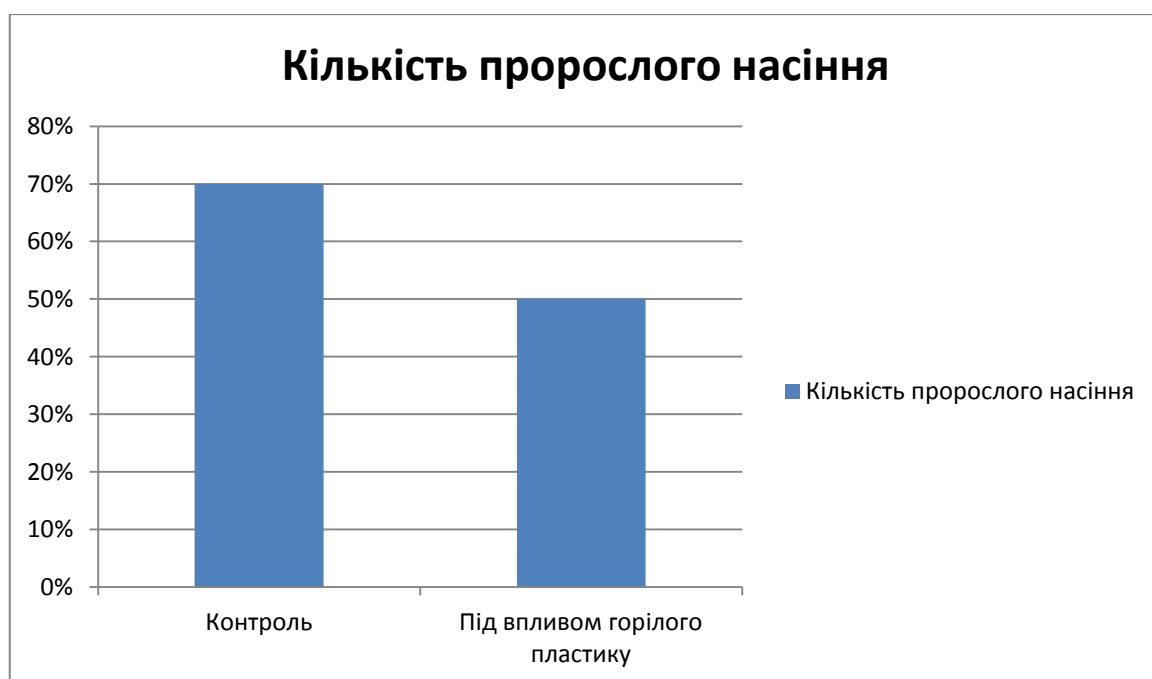


Рис.1 Діаграма схожості насінин *Raphanus sativum d. var. oleifera*

При аналізі біометричних показників було встановлено, що після впливу горілого пластику насінини *Raphanus sativum d. var. oleifera* ростуть та розвиваються швидше (рис. 2). Під час подальших спостережень за проростками при використанні гідропонічного методу було помічено значне збільшення розміру кореня та пагона, зростання його міцності порівняно з контролем (рис. 3).



Рис.2 Проростки *Raphanus sativum d. var. oleifera*



Рис. 3. Вирощування *Raphanus sativum d. var. oleifera* гідропонічним методом

Отже, оцінка впливу продуктів згоряння пластику на схожість та біометричні показники проростків жироолійної культури є неоднозначною. З одного боку, вплив горілого пластику гальмує проростання насінин *Raphanus sativum d. var. oleifera*. З іншого боку, проростки, на які здійснено вплив продуктів згоряння пластику, мають більші біометричні показники, ніж контрольні зразки. Це свідчить про стійкість жироолійних культур до техногенного впливу, що є важливим під час зростання урбанізації на планеті Земля. Також перспективним є подальше дослідження стійкості *Raphanus sativum d. var. oleifera* до впливу продуктів згоряння пластику для його широкого застосування з метою виробництва біопалива як культури, що витримує антропогенне навантаження на сільськогосподарські угіддя.

Список використаних джерел

1. Ibud.ua. До 2060 года на Земле закончится нефть, что нас ждет в Постнефтяную эпоху? [Електронний ресурс] / ibud.ua // ibud.ua. – 2012. – Режим доступу до ресурсу: <https://ibud.ua/ua/novost/do-2060-goda-na-zemle-zakonchitsya-neft-chto-nas-zhdet-v-postneftyanuyu-epokhu-13017>.
2. Еременко Д. Кто больше всего качает и потребляет "черного золота" и когда запасы нефти исчерпаются. [Електронний ресурс] / Диана Еременко // tochka.net. – 2012. – Режим доступу до ресурсу: <http://news.tochka.net/105756-kogda-v-mire-zakonchitsya-neft-infografika/>.
3. Коли в світі закінчиться нафта і що після цього загрожує людству [Електронний ресурс] // vtvplus. – 2013. – Режим доступу до ресурсу: <http://www.vtvplus.com.ua/lang/ua/news/world/38381-koli-v-svt-zaknchitsya-nafta-scho-pslya-cogo-zagrozhuye-lyudstvu.html>.
4. Чи є життя після нафти: коли закінчиться "чорне золото" і що його замінить [Електронний ресурс] // Сьогодні. – 2016. – Режим доступу до ресурсу: <https://ukr.segodnya.ua/economics/enews/est-li-zhizn-posle-nefti-kogda-zakonchitsya-chnoe-zoloto-i-chto-ego-zamenit-696376.html>.
5. Біопаливо: види і джерела отримання [Електронний ресурс] // eenergy. – 2018. – Режим доступу до ресурсу: <http://eenergy.com.ua/baza-znan/biopalyvo-vydy-dzherela/>.
6. Калетнік Г. М. Розвиток ринку біопалива в США / Калетнік Г. М. // Облік і фінанси АПК. – № 4, 2008. –С. 1-5.

ВИКОРИСТАННЯ *LEMNA MINOR* ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД
АМОНІЙНОГО АЗОТУ

*Жиленко К.А., Саблій Л.А., д.т.н., професор, професор кафедри
екобіотехнології та біоенергетики*

*Козар М.Ю., к.т.н., доцент кафедри екобіотехнології та біоенергетики
Національний технічний університет України*

*«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ
zhylenkokateryna@gmail.com*

Амонійний азот належить до основних біогенних речовин і надходить в господарсько-побутові стічні води переважно з продуктами життєдіяльності людини. У неочищених міських стічних водах міститься в середньому від 15 до 60 мг/дм³ азоту, в основному в мінеральній (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) та органічній (амінокислоти, протеїни та інші органічні сполуки) формах. Близько 80-90% усіх азотовмісних сполук у побутових стічних водах міститься у вигляді аміаку та сечовини. Через недосконалість технологій на більшості очисних станцій в Україні відсутні стадії очищення стічних вод від біогенних елементів, що спричинює потрапляння у великих кількостях сполук нітрогену, фосфору та ін. у довкілля. У разі надходження амонійних сполук в надмірних кількостях у природні водойми відбувається їх евтрофікація, що призводить до загибелі флори і фауни. У результаті інфільтрації неочищених стічних вод у ґрунт відбувається забруднення ґрунтових вод. На забруднених ділянках у сільськогосподарських районах концентрація іонів амонію у ґрунтових водах може досягати 300 мг/дм³, а у промислових районах – до 3000 мг/дм³, що робить ці води непридатними до використання без спеціального очищення [1]. Тому для запобігання забрудненню довкілля потрібно ефективно очищати стічні води.

Все більшого поширення набувають біологічні методи очищення стічних вод. Використання мікроорганізмів забезпечує високоефективний процес

біологічного перетворення забруднювальних речовин на нетоксичні продукти. Традиційним методом вилучення неорганічних сполук азоту, зокрема амонійного зі стічних вод є біологічна нітрифікація-денітрифікація. Цей метод полягає у послідовному біохімічному окисненні амонійного азоту до нітратів з наступним відновленням нітратів до вільного азоту з використанням органічного субстрату. Проте не завжди традиційні методи біологічного очищення стічних вод забезпечують достатній ступінь очищення від сполук азоту. Це призводить до певних труднощів у випадку повторного використання очищеної води у випадках, коли є жорсткі обмеження за вмістом амонійного азоту. Наприклад, допустимі концентрації амонійного азоту у воді, що використовують у рибницьких господарствах, знаходяться в межах 0,1-0,7 мг/дм³ [2].

Однією із альтернативних біотехнологій є використання вищих водних рослин для доочищення води від біогенних сполук. Рослини для таких цілей повинні мати рівномірні темпи росту протягом року, бути стійкими та здатними вилучати забруднюючі речовини з води. Вище вказаним вимогам відповідають водні рослини роду ряска – *Lemna minor*, що здатні швидко пристосовуватись до штучних умов вирощування. Використання рослин *Lemna minor* є економічно вигідним, їх можна легко культивувати в штучних умовах і це спрощує налагодження постачання необхідної кількості біомаси, що потрібна для очищення, а також надлишок може бути використаний як кормова добавка для птахів, тварин та риб, оскільки нарощувана біомаса багата на білок, вітаміни E, B₁, B₆.

Для досліджу було використано модельний розчин відстояної водопровідної води об'ємом 0,5 дм³ з початковою концентрацією амонійного Нітрогену 5 мг/дм³. Було використано біомасу ряски *Lemna minor* масою 10 г. Експеримент передбачав трьохступеневе очищення води протягом 6 днів, із заміною ряски через кожних 2 дні на свіжу порцію біомаси тієї ж кількості. Через 48, 96, 144 год від початку експерименту концентрація амонійного

Нітрогену становила 3,18 мг/дм³; 2,04 мг/дм³ та 0,98 мг/дм³, відповідно. Ефект очищення становив 80,4 %.

Рослини цього виду є тепло- та світлолюбивими. Зміна оптимальних умов в навколишньому середовищі, наприклад, значне зниження температури та зміна біоритму, що пов'язана зі скороченням світлового дня восени та взимку, призводить до уповільнення асиміляції основних мікроелементів, до яких належить амонійний азот. Також спостерігається відмирання досліджуваних рослин. Саме тому, обов'язковим є налагодження оптимального середовища в штучних умовах. У попередніх дослідженнях було встановлено, що для забезпечення оптимальних умов середовища необхідно використати обігрівач води на 23-26°C та штучне люмінесцентне освітлення з тривалістю роботи 8-9 годин, після чого спостерігається відновлення накопичення біомаси та припинення масового відмирання рослин [3].

Паралельно було проведено аналогічний дослід, але з встановленими оптимальними умовами середовища: використання обігрівача води на 23°C та штучного люмінесцентного освітлення з тривалістю роботи 8 годин. Для досліду було використано модельний розчин відстояної водопровідної води об'ємом 0,5 дм³ з початковою концентрацією амонійного Нітрогену 5 мг/дм³. Було використано біомасу ряски *Lemna minor* масою 10 г. Експеримент передбачав трьохступеневе очищення води протягом 7 днів, із заміною ряски через кожних 2 доби на свіжу порцію біомаси тієї ж кількості. Через 48, 96, 144 год після початку експерименту концентрація амонійного Нітрогену становила 1,12 мг/дм³; 0,76 мг/дм³ та 0,49 мг/дм³, відповідно. Ефект такого очищення становив 90,2 %.

Порівняння ефектів очищення води від амонійного азоту вищими водними рослинами *Lemna minor* за різних умов середовища наведено на рис. 1.

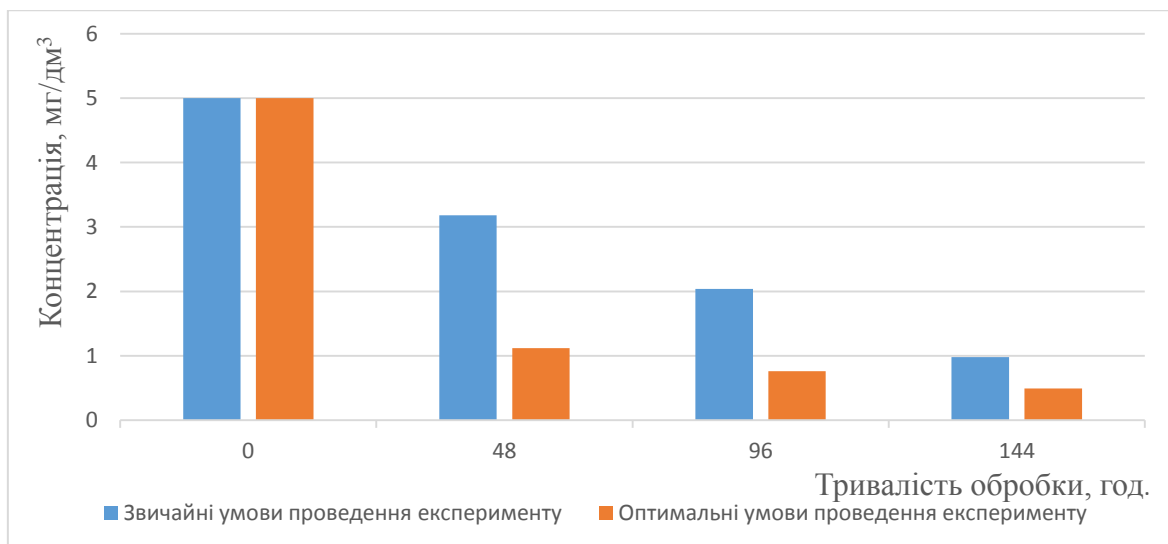


Рис.1. Асиміляція амонійного азоту ряскою *Lemna minor*
за різних умов середовища

Отже, експериментальним шляхом було встановлено, що вищі водні рослини *Lemna minor* забезпечують ефективність очищення води від амонійного азоту на 80,4% при звичайних умовах проведення дослідів та початковій концентрації амонійного азоту 5 мг/дм³. Через 6 днів концентрація амонійного азоту становила 0,98 мг/дм³. Ефект очищення зростає з встановленням оптимальних умов середовища: використання обігрівача води на 23°C та штучного люмінесцентного освітлення з тривалістю роботи 8 годин, необхідних для цих рослин та через 6 днів становить 90,2% при початковій концентрації амонійного азоту 5 мг/дм³. Після завершення дослідів концентрація амонійного азоту становила 0,49 мг/дм³.

Такий метод очищення є не тільки екологічним, а й економічно вигідним. В подальшому планується здійснити дослідження використання вищих водних рослин в біотехнології очищення води не тільки від сполук амонійного азоту, а і інших біогенних сполук, зокрема фосфатів.

Література

- 1.Швед О.М. Сучасні технології вилучення азоту зі стічних вод /О.М. Швед, Р.О. Петріна, О.Я. Каопенко, В.П. Новіков // Biotechnologia Acta. - 2014. - Т. 7, №5. - С. 108-113.
- 2.Технології виробництва риби в ставовій аквакультурі та схеми основних ланок технологічних процесів: Методичний посібник для лабораторних занять та самостійної роботи студентів напряму підготовки 6.090201 – «Водні біоресурси та аквакультура» /Уклад.: А.І. Андрющенко, Н.І. Вовк, А.В. Базаєва. – К.: НУБіП, 2014. – 275с.
- 3.Жиленко К.А., Саблій Л.А., Козар М.Ю. Використання Lemna minor для очищення забрудненої води рибницьких господарств/ Хімія, біо- і нанотехнології, екологія та економіка в харчовій та косметичній промисловості: збірник матеріалів IV Міжнародної науково-практичної конференції (1-2 листопада 2018р.) / Міністерство освіти і науки України, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут». – Х.: НТУ «ХПІ», 2018. – 131с.

УДК 628.35

ЗАСТОСУВАННЯ НОСІЇВ ІММОБІЛІЗОВНИХ МІКРООРГАНІЗМІВ ДЛЯ ЕФЕКТИВНОГО БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Жукова В.С., к.т.н.,

старший викладач кафедри екобіотехнології та біоенергетики

КПІ ім. Ігоря Сікорського

veronika_vv@ukr.net

Як показує практика застосування анаеробно-аеробних технологій біологічного очищення стічних вод, однією з основних перешкод в їх широкому використанні є низька концентрація біомаси у споруді, значні витрати на рециркуляцію активного мулу. Цю проблему дозволяє вирішити

використання носіїв для іммобілізації мікроорганізмів. Проведені численні дослідження довели, що в системі з іммобілізованими мікроорганізмами відпадає необхідність у рециркуляції води, значно збільшується концентрація біомаси, а в умовах прямої системи забезпечується просторова суцесія мікроорганізмів.

Метою роботи є наукове обґрунтування вибору та дослідження параметрів носія іммобілізованих мікроорганізмів для очищення стічних вод.

При очищенні стічних вод спосіб іммобілізації має бути максимально простим, дешевим, забезпечувати утримування значної кількості мікроорганізмів в біореакторі за умов зміни складу і концентрації забруднюючих речовин, гідравлічного режиму. Цим вимогам задовольняє іммобілізація мікроорганізмів шляхом адгезії на поверхні носія. Оскільки при вивченні взаємодії клітин з носієм часто звертаються до математичного опису адсорбції з розчинів, в літературі разом з терміном "адгезія" (прилипання до поверхні) використовують термін "адсорбція" (утримування на поверхні), особливо по відношенню до початкового періоду процесу взаємодії. Таким чином, термін "іммобілізовані мікроорганізми" – мікроорганізми, які прикріплені, зафіксовані на поверхні носія.

Матеріал носія для іммобілізації мікроорганізмів повинні володіти наступними характеристиками: нерозчинний у воді; значною гідрофільністю проникність по відношенню до повітря, води, ферментів, субстратів і продуктів реакції; високою хімічною і біологічною стійкістю; висока питома поверхня для іммобілізації біомаси; значна сорбційна ємність по відношенню до мікроорганізмів; технологічність у виготовленні і монтажі, низькі механічні навантаження; можливість регулювання параметрів процесу шляхом зміни структури елементів носія; низька матеріаломісткість, економія за рахунок використання вторинних матеріалів. Заявленими характеристика відповідають синтетичні носії (поліетиленові, поліамідні, поліефірні і т.п.).

Одним із основних завдань носія є збільшення кількості біомаси на одиницю об'єму споруди. Але просте накопичення біомаси не призводить до

підвищення продуктивності та ефективності роботи споруди, оскільки процес біологічного окиснення забруднень ефективно протікає лише в тонкому поверхневому шарі біоплівки. Обмін поживними речовинами і газами відбувається тільки через конvekцію і дифузію в шарі мікроорганізмів, що утворює біоплівку. Дифузія ефективна тільки при товщині біоплівки 0,5-1,0 мм. Для порівняння, товщина біоплівки біофільтрів досягає 2-5 мм. При такій товщині біоплівки обмежується надходження поживних речовин і кисню в її глибинні шари, через що кількість активної біоплівки являє собою лише невелику частину з усієї наявної біомаси.

В результаті гідробіологічного аналізу на волокнистому носії виявлено, що на першій аеробній стадії біоценоз складався в основному з інфузорій, саркодові були представлені видом *Arcella*. У наступному біореакторі збільшилася чисельність коловороток, що свідчить про проходження обох ступенів нітрифікації.

Наявність малощетинкових червів вказує на високу мінералізацію біомаси та утворення трофічного ланцюга вищого рівня. На останній стадії аеробного процесу активну участь в очищенні стічних вод та переробці біомаси приймають коловоротки, малощетинкові черви та декілька рядів інфузорій. Отже, при використанні анаеробно-аеробної технології забезпечується створення груп гідробіонтів на різних за умовами та складом стічних вод стадіях очищення та видалення надлишкової біомаси трофічним ланцюгом мікроорганізмів до $50-70 \text{ г/м}^3$.

Встановлено, що середня товщина біоплівки іммобілізованих на волокнистому носії мікроорганізмів становить 1,5 – 3 мм. Питома маса волокон носія – $200-300 \text{ г/м}^2$. В результаті дослідження біоценозу іммобілізованої на носії біоплівки за допомогою оптичного мікроскопіювання було встановлено, що при використанні розробленої технології забезпечується створення груп гідробіонтів на різних за умовами та складом стічних вод стадіях очищення та видалення надлишкової біомаси трофічним ланцюгом мікроорганізмів до $0,2-0,4 \text{ г/(м}^3 \cdot \text{доб)}$.

Результати дослідження підтверджують спроможність анаеробно-аеробної технології в очищенні стічних вод від сполук азоту та органічних речовин. Ефективність видалення амонійного азоту становить 81-93%, зниження значення ХСК – 86-95%. Очищені стічні води в такий спосіб можна скидати у водойму без додаткових доочищення, так як показники відповідають гранично-допустимим концентраціям, осад утворюється у невеликій кількості, добре мінералізований і має низьку вологість. Використання анаеробно-аеробної технології з іммобілізованими мікроорганізмами дозволяє підвищити окисну спроможність активного мулу за рахунок збільшення використання іммобілізованих мікроорганізмів, зменшити кількість використаної електроенергії.

До теперішнього часу вже розроблено і використовуються ряд носіїв для іммобілізації мікроорганізмів у системах очищення стічних вод. Але кожен з них має або недостатню поверхню для іммобілізації мікроорганізмів або складність у монтажі, експлуатації або низьку біологічну стійкість. Планується дослідити різні синтетичні матеріали, які зможуть вирішити проблеми існуючих носіїв для іммобілізації мікроорганізмів.

УДК 544.6:606:628

БІОТЕХНОЛОГІЧНЕ ОТРИМАННЯ ВОДНЮ В БІОПАЛИВНИХ ЕЛЕМЕНТАХ З ФОТОЕЛЕКТРОХІМІЧНИМ КАТОДОМ

Зубченко Л.С., асистент кафедри екобіотехнології та біоенергетики

КПІ ім. Ігоря Сікорського

zubchenko.liudmyla@gmail.com

Негативні наслідки розвитку промисловості набувають все більших масштабів, що, зрештою, призводить до переорієнтації напрямів розвитку глобальних технологій в бік скорочення відходів, зменшення енергоспоживання та пошуку альтернативних безпечних для довкілля джерел

отримання енергії. Перспективним напрямком в біоенергетиці є використання біоелектрохімічних систем для отримання водню та електричної енергії. Проте отримання водню в біоелектрохімічних системах потребує використання додаткового джерела енергії, що робить систему залежною від зовнішніх комунікацій. Розробка фотобіоелектрохімічних паливних елементів (ФБЕПЕ) дозволила вирішити проблему додаткового джерела енергії, необхідної для отримання водню у біоелектрохімічних системах. Не зважаючи на велику кількість досліджень в цій області, проблемним питанням залишається вибір фотоелектрохімічної складової. Метою роботи було визначення раціональних параметрів отримання водню в біопаливних елементах з фотоелектрохімічним катодом.

Для визначення матеріалу, що найкраще підходить для виготовлення фотоелектрохімічної складової було проведено аналіз зонної структури найпоширеніших фоточутливих матеріалів та термодинамічних параметрів процесів, які відбуваються в фотобіоелектрохімічному паливному елементі, та обрано кристалічний кремній [1]. Для отримання біоплівки екзоелектрогенних мікроорганізмів з високою електрохімічною активністю удосконалено методику її формування, в результаті значення густини струму в фотобіоелектрохімічній системі може досягати 449 ± 5 мА/м², при цьому тривалість процесу формування біоплівки скорочується в порівнянні з типовою методикою [2].

Для дослідження стабільності системи визначили показники ефективності роботи фотобіоелектрохімічної системи за використання ацетату натрію. Встановлено, що показники кулонівської ефективності коливаються в межах $40 \div 45\%$, ефективність катодного відновлення водню $22 \div 23\%$, загальна продуктивність системи по водню – близько 10% для досліджуваних концентрацій ацетату натрію – 5, 7,5 та 10 мМ [3].

Ще однією перевагою використання фотоелектрохімічних паливних елементів для отримання енергоносіїв є те, що вихідним субстратом для мікроорганізмів можуть слугувати практично будь-які відходи, що містять

велику кількість органічних речовин. З огляду на перспективність використання стічних вод як потенційного субстрату для ФБЕПЕ було досліджено процес отримання водню за використання стічної води молокозаводу. Встановлено, що вихід водню нерівномірний протягом тривалості культивування і залежить від значення показника хімічного споживання кисню (ХСК) для досліджуваного розчину. Для отримання найбільшого виходу водню доцільно використовувати фотобіоелектрохімічний паливний елемент на етапі зниження показника ХСК для стічної води молокозаводу від 2500 до 900 мгО₂/дм³. Собівартість водню, отриманого відповідно до розробленої технології, на 15 % нижче середньої вартості водню отриманого з відновлювальних джерел [4].

Література

- 1.Зубченко Л. С. Біоелектрохімічні аспекти вибору фотоелектрохімічної складової фотобіоелектрохімічних систем / Л. С.Зубченко, Є. В. Кузьмінський // Енергетика: економіка, технології, екологія. – 2018. – Вип. 1. – С. 41 – 50.
2. Зубченко Л.С. Моделювання процесу формування біоплівки електрохімічно - активних мікроорганізмів в фотобіоелектрохімічній системі /Л. С. Зубченко, Є. В. Кузьмінський // Вісник Хмельницького національного університету. Технічні науки. – 2018. – Вип. 2. – С. 51 – 59.
3. Zubchenko L. Photobioelectrochemical hydrogen and electricity production from different organic wastes / L. Zubchenko // 2nd ISE Satellite Student Regional Symposium on Electrochemistry «Promising Materials and Processes in Applied Electrochemistry». – Kyiv (18 – 19. 05.2017). – P. 260-267.
- 4.Alternative fuel price report [Electronic resource]. – Electronic data. – U.S. Department of energy, January 2017. – Mode of access: www.cleancities.energy.gov. – Title from the screen

ПОРІВНЯННЯ ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК
АЗОТУ З ВИКОРИСТАННЯМ ANAMMOX ПРОЦЕСУ

*Клипа А.П., Саблій Л.А., д.т.н., професор, професор кафедри екобіотехнології
та біоенергетики
КПІ ім. Ігоря Сікорського
Anastasiia.k707@gmail.com*

Сьогодні велику увагу привертає процес анаеробного окиснення амонію бактеріями з використанням нітриту з утворенням молекулярного азоту. Теоретично передбачений процес здобув експериментальне підтвердження тільки в 90-х роках XX ст. і отримав назву ANAMMOX процес (ANAMMOX – ANaerobic AMMonium OXidation). На сьогодні встановлено, що зі Світового Океану в результаті анаеробного окиснення амонію за участю ANAMMOX-бактерій виділяється до 60 % зв'язаного азоту [1].

Мета: висвітлити проблему забруднення стічної води сполуками азоту та найбільш ефективні шляхи її вирішення з використанням ANAMMOX-процесу.

Бактерії Anamnox в анаеробних умовах окиснюють амоній нітритом та в якості джерела вуглецю використовують вуглекислоту чи бікарбонат-іон.

До найбільш відомих новітніх технологій очищення стічних вод від сполук азоту належать: анаеробне окиснення амонію (ANAMMOX); нітритація-денітритація (SHARON); часткова нітритація, поєднана з анаеробним окисненням амонію в двох окремих реакторах (SHARON - ANAMMOX); часткова нітритація, поєднана з анаеробним окисненням амонію в одному реакторі (CANON); нітрифікація-денітрифікація з лімітованою аерацією (OLAND); поєднання денітрифікації та анаеробного окиснення амонію (DEAMOX); поєднання часткової нітрифікації, анаеробного окиснення амонію та денітрифікації (SNAD); стимуляція нітрифікації (BABE); денітрифікація з використанням метану як донора електронів (N-DAMO); нітрифікація-

денітрифікація у мікробних паливних елементах; нітрифікація у мембранних біореакторах.

Анамокс (ANAMMOX) - процес, який полягає в анаеробному окисненні амонію до вільного азоту з використанням бактеріями нітриту як акцептора електронів. Процес проходить в анаеробних умовах у широкому діапазоні температур. Інертний газоподібний азот легко видаляється з реакційного середовища. Інша альтернативна технологія - нітритація-денітритація в одному реакторі - SHARON (Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite). Сутність процесу полягає в окисненні амонійного азоту стічних вод до нітриту з подальшим відновленням нітриту до вільного азоту в одному реакторі. Рушійна сила процесу – різниця швидкостей росту бактерій, які окиснюють амоній (*Nitrosomonas* і *Nitrosococcus*), та тих, що окиснюють нітрит (*Nitrobacter*) за високих температур ($> 26\text{ }^{\circ}\text{C}$). Процес нітрифікації вдається зупинити на першій стадії шляхом контролю часу перебування активного мулу в біореакторі. Останнім етапом є додавання метанолу в якості органічного субстрату, що зумовлює трансформацію нітриту денітрифікуючими гетеротрофними бактеріями у вільний азот. Система працює без рециркуляції активного мулу.

Для забезпечення анамокс-процесу необхідним є попереднє окиснення половини амонійного азоту до нітритів. Із цією метою часто поєднують технології SHARON і ANAMMOX. Процес проводять послідовно у двох окремих реакторах. При цьому в реакторі SHARON відбувається окиснення половини амонію стічних вод до нітриту. Це досягається завдяки тому, що за окиснення 50% амонію значення рН зростає до 6,7, унаслідок чого подальше окиснення амонію припиняється. Наступна стадія полягає в перекачуванні одержаного розчину в анаеробний анамокс-реактор, де відбувається анаеробне окиснення нітритами амонію до вільного азоту.

Часткову нітритацію та анаеробне окиснення амонію можна також проводити в одному реакторі, така технологія отримала назву CANON (Completely Autrophic Nitrogen removal Over Nitrite) — повне автотрофне

видалення азоту через нітрит. При цьому аеробні бактерії, що окиснюють амоній до нітриту, утворюють разом з анамокс-бактеріями спільну культуру. Спільні культури формують гранульований мул. У середовищі, що оточує гранули мулу, влаштовують аеробні умови, що сприяє розвитку нітрифікуючих бактерій, тим часом як у центрі гранул існують анаеробні умови, і відбувається анамокс-процес.

Певною модифікацією технології CANON є OLAND (Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification-Denitrification)-процес - автотрофна нітрифікація-денітрифікація з лімітованою аерацією.

Технологія, що передбачає поєднання анамокс-процесу з денітрифікацією, дістала назву DEAMOX (DEnitrifying AMmonium OXidation). Її можна використовувати для очищення стічних вод з високою концентрацією азотних та органічних забруднень. Поєднання анамокс-процесу з денітрифікацією забезпечує подолання притаманних першому незначних недоліків: відновлення нітратів, що в невеликій кількості утворюються під час анамокс-процесу завдяки денітрифікуючим бактеріям, до вільного азоту. При цьому нітрити, утворювані за денітрифікації, можуть використовуватися для окиснення амонію. Технологія не передбачає аерації, що зумовлює незначні експлуатаційні витрати.

Нещодавно було розроблено нову технологію очищення стічних вод, що поєднує процеси денітрифікації з частковою нітрифікацією та анамокс-процесом, — SNAD (Simultaneous partial Nitrification, Anammox and Denitrification). Технологія BABE (Bio-Augmentation Batch Enhanced) полягає у стимулюванні нітрифікації в головному реакторі шляхом встановлення невеликого реактора для культивування нітрифікуючих бактерій.

Технологія денітрифікації з використанням метану як донора електронів - N-DAMO (Nitrite-Dependent Anaerobic Methane Oxidation) полягає в анаеробному відновленні нітриту до вільного азоту. У поєднанні з анамокс-процесом її можна застосовувати для очищення стоків з анаеробних

дайджестерів, які містять велику кількість амонійного азоту та розчиненого метану.

Перевагами застосування технології ANAMMOX є зниження енергетичних затрат порівняно з традиційною нітрифікацією-денітрифікацією до 60–90%; відсутність потреби у додатковому джерелі вуглецю; зниження рівня утворення CO₂ до 90%; зменшення кількості надлишкового активного мулу; висока ефективність очищення стічних вод від сполук азоту [2].

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Бескровная М.В., Быковская Н.В. Современные биотехнологии очистки сточных вод от минеральных соединений азота//Вісник Національного Донецького університету Сер. А: Природничі науки. – 2009. – Вип. 2. – С. 345–348.
2. О. М. Швед, Р. О. Петріна, О. Я. Карпенко, В. П. Новіков СУЧАСНІ ТЕХНОЛОГІЇ ВИЛУЧЕННЯ АЗОТУ ЗІ СТІЧНИХ ВОД, - Національний університет «Львівська політехніка», Україна
3. Комбіновані процеси інтегрованих технологій очищення стічних вод із використанням сорбентів мінерально–сировинної бази України/ М.С. Мальований, І. М. Петрушка, Г. В. Сакалова, Т. М. Василінич // Розвиток і відтворення ресурсного потенціалу суб'єктів еколого-економічних, туристичних та екоінформаційних систем. – Львів: В-во НУ «Львівська політехніка», 2015. – 340 с. –С.208–239

ПРОБЛЕМНІ ПИТАННЯ ВИРОБНИЦТВА БІОВОДНЮ ШЛЯХОМ
АНАЕРОБНОГО ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД

Козловець О.А., к.т.н, технолог, ПП «Київбудпроект»

Шинкарчук М.В., аспірант, КПП ім. Ігоря Сікорського

aakozlovac@gmail.com

Анаеробна обробка є основною технологією для отримання відновлювальної енергії з органічних відходів та стічних вод, оскільки передбачає перетворення органічної сировини на водень та метан, які можуть використовуватися для виробництва електроенергії та тепла, і дають низький вихід надлишкового осаду, який можна використовувати як високоякісне біодобриво [1]. Така технологія здатна не тільки знижувати антропогенний вплив на природне середовище, а й давати можливість компенсувати (повністю, частково або з надлишком) економічні затрати на її впровадження та використання.

Стічні води можна розглядати з однієї сторони, як проблемне екологічне питання, пов'язане з неефективністю застарілих та високою вартістю нових технологій їх очищення, а з іншої сторони, як величезний ресурс енергії для побічних корисних продуктів. Також анаеробна обробка актуальна тим, що енергія метану або водню, джерелом яких є стічні води, може суттєво знизити вартість очищення стоків і підвищити якість очищеної стічної води на виході.

Метою даної роботи є теоретичне обґрунтування можливості отримання водню в процесі очищення стічних вод анаеробним методом та визначення ключових проблемних місць вирішення, яких дасть можливість впровадження даної технології.

На сьогодні добре вивчене питання анаеробного очищення стічних вод на основі UASB-реакторів та IC-реакторів, яке ефективно проходить за оптимального співвідношення C:N у субстраті за участі асоціації мікроорганізмів в чотири стадії [2]. Кожен етап метаногенезу супроводжується

присутністю водню, який впливає на процес утворення метану, при чому може слугувати як донором електронів у гідрогентотропному шляху метаногенезу, так і інгібітором при метилотропному чи ацетастичному шляху. Метаногени характеризуються наявністю гідрогенази – ферменту, який бере участь в процесах окиснення H_2 при виробництві CH_4 і перетворенні CO_2 . Однак в умовах інгібування процесу утворення метану, можливим є продукування H_2 і CO_2 з CO і H_2O (так звана шифт-реакція) [3]. Наприклад, при неоптимальному співвідношення $C:N$ в середовищі зброджування серед асоціації мікроорганізмів переважає ріст та розвиток облігатних та факультативних анаеробів, що призводить до утворення H_2 і пониження рН середовища, що не дає можливості розвитку метаногенів. Натомість розвиваються продуценти водню, які синтезують H_2 з оцтової, масляної кислот та етанолу. Однак продукування біоводню в такий спосіб має певні проблемні моменти, без вирішення яких налагодити процес неможливо.

В першу чергу, співвідношення $C:N$ впливає на вихід водню, зокрема при $C:N$ 47 можна отримати 11,13 ммоль H_2 /гХСК, а при $C:N$ 200 – 6,33 л H_2 /л субстрату [4].

Такі фактори, як температура і HRT (гідравлічний час утримання) також важливі [5]. Занадто довгий або короткий гідравлічний час утримання призведе до несприятливої метаболічної активності мікроорганізмів. Виробництво водню збільшувалося до більш високого значення при збільшенні гідравлічного часу утримання, коли мікроорганізми мали достатньо часу для обробки субстратів, однак при очищенні стічних вод достатньо до 5 годин для виходу 22 ммоль H_2 /гХСК [4]. Для виробництва водню температурний діапазон лежить в межах 25-55 °C і залежить від типу реактору. Наприклад, при очищенні стічних вод в UASB-реакторі при температурі 45 °C, вихід водню становив 13,52 ммоль H_2 /гХСК [6].

Ферментація водню зі стічних вод сприятлива при рН 5,0-5,5 [5]. Саме такий діапазон рН сприятливий для підтримання відповідних співвідношень проміжних продуктів, вироблених в середовищі, та для активування

метаболізму специфічних мікроорганізмів-продуцентів водню.

Однак, для очищення стічних вод ідеально підходить нейтральний рН, що не є ефективно при виробництві H_2 [7]. За низького рН мікроорганізми-деструктори не здатні повністю вилучати органічні речовини, що призводить до низького видалення ХСК (від 17% до 52%) [7]. Тобто при отриманні водню виникає питання ефективності очищення стічних вод до певних показників.

Якщо у світі промислові стічні води застосовуються для виробництва водню, то побутові стоки не користуються такою популярністю. Це пов'язано з необхідністю додаткової обробки стічної води (наприклад, в метантенках), оскільки ацидогенна стадія з виробництвом водню потребує подальшої доочистки. Така технологія ефективна для будівництва нових очисних споруд, а не як додаткової стадії на існуючих. За рахунок того, що значна частина очисних споруд України потребує реконструкції та знаходиться в аварійному стані, такий спосіб очищення стічних вод з отриманням біоводню є інноваційним напрямком, який може вирішити питання здешевлення очищення стоків.

Список використаних джерел:

1. Satyawali Y. Treatment of rayon grade pulp drain effluent by upflow anaerobic fixed packed bed (UAFPR) / Satyawali Y., Pant D., Singh A., Srivastava R.K. // J. Env. Bio. 2009. № 30. P. 667-672.
2. Козловець О. А. Біотехнологія одержання біогазу при коферментації посліду птахів: дис. канд. техн. наук: 03.00.20: захищена 02.03.18: затв. 12.04.18. Київ. 2018. 217 с.
3. Щурська К.О. Способи продукування біоводню / Щурська К.О., Кузьмінський Є.В. // Наукові вісті НТУУ "КПІ". №3. 2011. С. 107.
4. Mohammadi P. Influences of Environmental and Operational Factors on Dark / Mohammadi P., Ibrahim S., Annur M. S. M., Ghafari S., Vikineswary S., Zinatizadeh A. A. // Fermentative Hydrogen Production: A Review. CLEAN - Soil, Air, Water. 2012. 40 (11). P. 1297-1305.

5. Paudel S. Hydrogen Production in the Anaerobic Treatment of Domestic-Grade Synthetic Wastewater / S. Paudel, Y. Kang, Y.-S. Yoo, G. T. Seo // Sustainability. №7. 2015. P. 16260-16272.
6. Tang G. L. Biohydrogen Production from Cattle Wastewater by Enriched Anaerobic Mixed Consortia: Influence of Fermentation Temperature and pH / G. L. Tang, J. Huang, Z. J. Sun, Q. Q. Tang, C. H. Yan, G. Q. Liu // Biosci. Bioeng. № 106. 2008. P. 80-87.
7. Mohan S. V. Fermentative hydrogen production with simultaneous wastewater treatment: influence of pretreatment and system operating conditions / Mohan S.V. // J. Sci. Ind. Res. № 67. 2008. P. 950-961.

УДК 544.6:57

СТАН І ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ МІКРОВОДОРОСТЕЙ В БІОПАЛИВНИХ ЕЛЕМЕНТАХ З БІОКАТОДОМ

*Колтишева Д.С., Щурська К.О. к.т.н., доц. кафедри екобіотехнології та
біоенергетики*

КПІ ім. Ігоря Сікорського

dinakoltisheva@gmail.com, k.shchurska@kpi.ua

Традиційні методи очищення стічних вод є енерговитратними, через що виникає необхідність пошуку більш досконалих технологій [1]. Однією з перспективних технологій очищення стічних вод з отриманням електроенергії є використання біопаливних елементів з біоанодом, однак недоліком такої технології є високовартісний катодний напівелемент та необхідність використання токсичних католітів. Рішенням цієї проблеми розглядають використання біокатодів у біопаливних елементах [2].

В якості біологічної складової в біокатодах можуть застосовуватися мікроводорості та бактерії (ціанобактерії зокрема). Внаслідок фотосинтезу мікроводорості виділяють кисень, який слугує акцептором для електронів, які

поступають з біоанода на біокатод, а також асимілюють CO₂, який виділяють мікроорганізми на біоаноді внаслідок метаболізму. Додатковою перевагою мікроводоростей є очищення стічних вод від сполук Нітрогену, Фосфору та важких металів [3, 4].

Метою даної роботи є порівняння ефективності продукування електричної енергії в сучасних біопаливних елементах з біокатодом з використанням мікроводоростей та визначення їх можливостей в очищенні стічної води.

Таблиця – Ефективність продукування електричної енергії в біопаливних елементах з біокатодами

Біологічна складова катода	Густина потужності, мВт/м ²	Густина струму, мА/м ²	Формування біоплівки, діб	Поживне середовище	Джерело
<i>Chlorella vulgaris</i>	116,96	14,40	25	<i>Bold's Basal Medium</i>	[5]
<i>Scenedesmus obliquus</i>	153,00	9,30	20-25	<i>Bold's Basal Medium</i>	[6]
<i>Chlorella</i> sp. QB-102	36,40	0,05	-	<i>BG-11</i>	[7]
<i>Desmodesmus</i> sp. A8	64,20	-	5	<i>BG11</i>	[8]
<i>Scenedesmus acutus</i> PVUW12	400	-	22	<i>Modified version of Setlik Simmer</i>	[9]

Як видно з таблиці, найбільші потужності мають біопаливні елементи з *Scenedesmus obliquus* та *Scenedesmus acutus* PVUW12 на біокатоді. Це означає, що дані види найбільш перспективні в дослідженнях повних біопаливних елементів з точки зору отримання електричної енергії.

Важливо зазначити, що дані значення є усередненими та можуть змінюватися залежно від умов культивування, таких як температура, рН, освітлення, стадії росту культури та матеріалу з якого виготовлено електрод [10, 11].

В якості біологічної складової в біопаливних елементах можуть застосовуватися крім чистих культур, також змішані культури мікроводоростей та культури мікроводоростей з бактеріями. Мікроводорості можуть слугувати і в якості субстрату для біоанода, що дає змогу збільшити потужність біопаливного елемента. Так поєднання мікроводоростей на біоаноді в якості субстрату та на біокатоді дозволяє отримати потужність 1170 мВт/м^2 [10].

Використання мікроводоростей в біопаливних елементах є перспективним напрямком дослідження. Перспективними напрямками також є отримання штамів мікроводоростей задля збільшення ефективності продукування електричної енергії в біопаливних елементах; вивчення впливу умов, таких як температура, освітлення, рН, концентрація забруднюючих речовин на генерацію електричного струму біопаливними елементами, а також підбір оптимальних умов проведення процесу очищення стічних вод у біопаливних елементах з біоанодом та біокатодом задля зниження енерговитрат при очищенні стічних вод.

Список використаних джерел:

1. Kokabian B. Water deionization with renewable energy production in microalgae - Microbial desalination process / B. Kokabian, U. Ghimire, V.G. Gude // Renewable Energy. – 2018. – Vol. 69. – P. 354–361.
2. Gude V.G. Wastewater treatment in microbial fuel cells - an overview / V.G. Gude // J. Clean. Prod. – 2016. – Vol. 122. – P.287-307.
3. Chew K.W. Microalgae biorefinery: high value products perspectives/ K.W. Chew, J.Y. Yap, P.L. Show, N.H. Suan, J.C. Juan, T.C. Ling, D.-J. Lee, J. S. Chang // Bioresour. Technol. – 2017. – Vol.229. – P. 53–62.
4. Colombo A. Assisting cultivation of photosynthetic microorganisms by microbial fuel cells to enhance nutrients recovery from wastewater / A. Colombo, S. Marzorati, G. Lucchini, P. Cristiani, D. Pant, A. Schievano // Biores. Technol. – 2017. – Vol. 237. – P. 240–248.

5. Gonzalez del Campo A. Microbial fuel cell with an algae-assisted cathode: a preliminary assessment / A. Gonzalez del Campo, P. Canzales, M.A. Rodrigo, F.J. Fernandez, J. Lobato // *J. Power Sources*. – 2013. – Vol. 242. – P. 638–645.
6. Kakarla R. Photoautotrophic microalgae *Scenedesmus obliquus* attached on a cathode as oxygen producers for microbial fuel cell (MFC) operation / R. Kakarla, B. Min // *International Journal of Hydrogen Energy*. – 2014. – Vol. 39. – P. 10275–10283.
7. Zhang Y. Algae cathode microbial fuel cells for cadmium removal with simultaneous electricity production using nickel foam/graphene electrode / Y. Zhang, Q. He, L. Xia, Y. Li, S. Song // *Biochemical Engineering Journal*. – 2018. – Vol. 138. – P. 179–187.
8. Fu C.-C. Effects of biomass weight and light intensity on the performance of photosynthetic microbial fuel cells with *Spirulina platensis* / C.-C. Fu, C.-H. Su, T.-C. Hung, C.-H. Hsieh, D. Suryani, W.-T. Wu // *Bioresour. Technol.* – 2009. – Vol. 100. – P. 4183–4186.
9. Angioni S. Photosynthetic microbial fuel cell with polybenzimidazole membrane: synergy between bacteria and algae for wastewater removal and biorefinery / S. Angioni, L. Millia, P. Mustarelli, E. Doria, M.E. Temporiti, B. Mannucci, F. Corana, E. Quartarone // *Heliyon*. – 2018. – Vol. 4 (3). – P. 1–25.
10. Cui Y. Electricity generation and microalgae cultivation in microbial fuel cell using microalgae-enriched anode and bio-cathode / Y. Cui, N. Rashid, N. Hu, M.S.U. Rehman, J.-I. Han // *Energy Convers. Manage.* – 2014. – Vol. 79. – P. 674–680.
11. Reddy C. N. Algal Biocathodes / C. N. Reddy, R. Kakarla, B. Min // *Microbial Electrochemical Technology*. - 2018. – P. 525–547.

ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД ІОНІВ ФЕРУМУ (III) ЗА ДОПОМОГОЮ

L. MINOR ПРИ РІЗНИХ ГІДРАВЛІЧНИХ РЕЖИМАХ

Коренчук М.С., аспірант; Саблій Л.А., д.т.н., професор кафедри

екобіотехнології та біоенергетики

Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

nikoleagle0@gmail.com

При аеробному біологічному очищенні стічних вод картонно-паперової фабрики не забезпечується належне їх очищення від іонів феруму, який залишається на рівні 2 мг/дм^3 , що перевищує ГДК $0,3 \text{ мг/дм}^3$. Для вирішення даної проблеми необхідно здійснювати доочищення. Застосування фізико-хімічних методів очищення (іонний обмін, хімічне осадження) ускладнене домішками нітратів, фосфатів, органічних речовин, через що необхідно долучати додаткову стадію очищення. Перспективною альтернативою є використання біологічних методів, зокрема застосування Ряски малої (*Lemna minor*), яка відома своїми біоремедіаційними властивостями і є стійкою в умовах органічного забруднення стічних вод [1–5]. Серед представників підродини Ряскових *L. minor* толерантна до широкого діапазону температур і здатна існувати при температурах від $+6$ до $+36^\circ\text{C}$ з оптимумом від $+18$ до $+26^\circ\text{C}$ [6]. Ефективність вилучення іонів заліза може досягати 85% [2]. Зниження концентрації феруму до ГДК за початкової $2,5 \text{ г/дм}^3$ досягається протягом 8 діб [3]. Аналіз публікацій щодо використання вищих водних рослин показав, що на сьогодні відсутні дані про ступінь очищення води від феруму (III) в залежності від біомаси рослин, дослідження поводили у контактних умовах, в той же час невідомі значення параметрів процесу у проточному режимі [1–4, 7].

Основний механізм транспорту феруму (III) у ряскових в основному відбувається за такою послідовністю [8] – попереднє відновлення до феруму

(II) ферум-хелат редуктазою біля поверхні клітинної мембрани і подальший його транспорт всередину клітини транспортним білком IRT. Для проходження процесу необхідна наявність хелатуючого агенту [9, 10]. В присутності іонів важких металів в середовищі у вищих рослин продукуються фітохелати у вигляді побудованих з γ -глутамілцистеїну пептидних хвостів на клітинній стінці [11]. Механізм добре вивчений на модельному організмі *Arabidopsis thaliana* і характерний для більшості рослин [12]. Можлива часткова абсорбція іонів феруму (III) клітинною стінкою, проте, відповідно до результатів досліджень [13], ферум в подальшому транспортується у рослину за вказаним вище механізмом. Далі ферум (II) накопичується в клітинах мезофілу листа, виконує каталітичні функції у синтезі хлорофілу на етапі утворення амінолевуленової кислоти та синтезу протопорфірину. Ферум необхідний у синтезі цитохромів [14].

Метою даної роботи є вивчення кінетики процесу очищення води від іонів феруму (III) за допомогою *L. minor* і встановлення раціональних параметрів: тривалості, питомої щільності біомаси та вивчення ефективності процесу очищення води в проточних умовах.

Було застосовано модельний розчин, який імітував біологічно очищені стічні води [16] з показниками, мг/дм³: БСК₂₀ – 20; концентрації NO₃⁻ – 20,0; PO₄³⁻ – 4,0; Fe³⁺ – 2,00. Кінетику процесу досліджували в контактних умовах експериментального біореактора робочим об'ємом 2,4 дм³ (310x220x35 мм), освітлення природнє, T=26±2 °C, pH=7,0±0,2, при питомій щільності біомаси, г/дм²: 2,9; 4,4; 5,8. Відбір проб води здійснювали через 0,5; 1; 2; 3; 4; 5; 6; 24 год та визначали концентрацію іонів феруму (III). Вивчення ефективності очищення від іонів феруму в проточному режимі проводили в наступних умовах: тривалість процесу очищення становила 24 год при щільності біомаси ряски 5,8 г/дм² [5], витрата води – 2,3 дм³/добу, тривалість освітлення – 11 годин люмінесцентною лампою 40 Вт, T=17,8±0,1°C, pH 7,0±0,2. Відбір проб очищеної води здійснювали кожні 24 год протягом 7 діб та визначали в них

концентрацію іонів феруму (III) спектрофотометричним методом з використанням роданіду амонію за допомогою спектрофотометра ULAB 102.

У дослідженні кінетики процесу при всіх питомих щільностях біомаси спостерігали найбільше зниження концентрації феруму (III) протягом перших двох годин (рис.1). Концентрації іонів феруму (III) знижувались при збільшенні щільності біомаси.

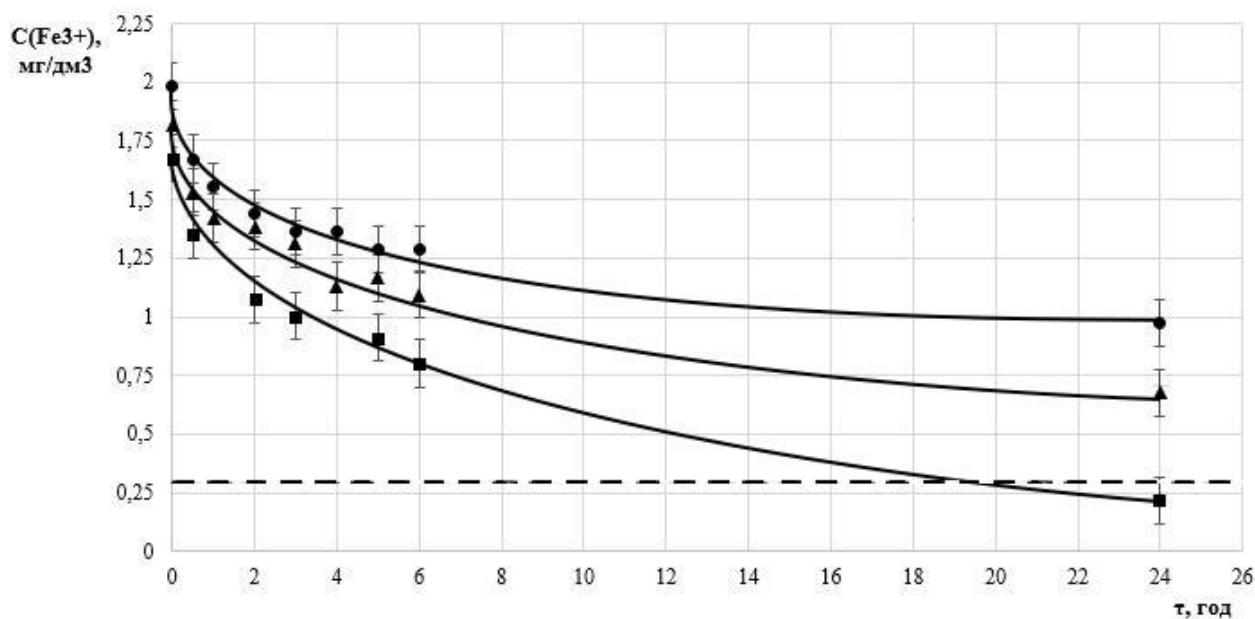


Рис. 1 Кінетика очищення води від іонів феруму(III) в контактних умовах за питомої щільності біомаси, $г/дм^3$: \bullet – 2,9; \blacktriangle – 4,4; \blacksquare – 5,8; - - - - рівень ГДК

В результаті досліджень очищення модельного розчину в проточних умовах експериментального біореактора при вибраному гідравлічному режимі отримано зниження концентрації феруму (III) з 2,00 до 0,74 $мг/дм^3$ протягом всієї тривалості роботи проточної установки. Ефект очищення становив 62%-65%, який свідчить про те, що концентрація Fe (III) в очищеній воді перевищує 0,3 $мг/дм^3$.

За отриманими результатами кінетик очищення води від іонів феруму (III) встановлено раціональні параметри процесу: тривалість 20 год при питомій щільності біомаси 5,8 $г/дм^3$, ефект очищення досягав 89%, концентрація феруму в очищеній воді 0,22 $мг/дм^3$, що відповідає санітарним вимогам. Для практичного застосування методу біологічного очищення з використанням

ряскових потрібне більш детальне вивчення процесу в проточних умовах при зміні гідравлічних і технологічних параметрів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Bokhari S. H. Phytoremediation potential of *Lemna minor* for heavy metals / S. H. Bokhari, I. Ahmad, M. Mahmood-Ul-Hassan, A. Mohammad // International Journal of Phytoremediation. — 2016. — Vol. 18, No. 1. — P. 25–32.
2. Hozhina E. . Uptake of heavy metals, arsenic, and antimony by aquatic plants in the vicinity of ore mining and processing industries / E. . Hozhina, A. . Khramov, P. . Gerasimov, A. . Kumarkov // Journal of Geochemical Exploration. — 2001. — Vol. 74, No. 1. — P. 153–162.
3. Hou W. Effects of copper and cadmium on heavy metal polluted waterbody restoration by duckweed (*Lemna minor*) / W. Hou, X. Chen, G. Song[et al.] // Plant Physiology and Biochemistry. — 2007. — Vol. 45, No. 1. — P. 62–69.
4. Miretzky P. Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals / P. Miretzky, A. Saralegui, A. F. Cirelli // Chemosphere. — 2004. — Vol. 57, No. 8. — P. 997–1005.
5. Кононцев С. В. Адаптація ряскових (*Lemnoideae*) до умов органічного забруднення води / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська, Л. А. Саблій, М. С. Коренчук // Вісник Хмельницького національного університету. — 2018. — Vol. 259, No. 2. — P. 141–145.
6. Buijzer E. R. Duckweed , a tiny aquatic plant with growing potential: potential applications of duckweed in urban water systems in te netherlands / E. R. Buijzer, A. J. Elshof. — 2015.
7. Teixeira S. Bioremediation of an iron-rich mine effluent by *lemna minor* / S. Teixeira, M. N. Vieira, J. E. Marques, R. Pereira // International Journal of Phytoremediation. — 2014. — Vol. 16, No. 12. — P. 1228–1240.
8. Marschner H. Strategies of plants for acquisition of iron / H. Marschner, V. Romheld // Plant and Soil. — 1994. — No. 165. — P. 261–274.
9. Nikolic M. Mechanism of Fe uptake by the leaf symplast: is Fe inactivation in

leaf a cause of Fe deficiency chlorosis? / M. Nikolic, V. Römheld // Plant and Soil. — 1999. — Vol. 215, No. 2. — P. 229–237.

10. Brüggemann W. Iron uptake by leaf mesophyll cells: the role of the plasma membrane-bound ferric-chelate reductase / W. Brüggemann, K. Maas-Kantel, P. R. Moog // Planta. — 1993. — Vol. 190, No. 2. — P. 151–155.

11. Grill E. Phytochelatins, a class of heavy-metal-binding peptides from plants, are functionally analogous to metallothioneins. / E. Grill, E. L. Winnacker, M. H. Zenk // Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. — 1987. — Vol. 84, No. 2. — P. 439–443.

12. Kim S. A. Mining iron: iron uptake and transport in plants / S. A. Kim, M. Lou Guerinot // FEBS Letters. — 2007. — Vol. 581, No. 12. — P. 2273–2280.

13. Olsen R. A. Absorption of ferric iron by plants / R. A. Olsen, R. O. Miller // Journal of Plant Nutrition. — 1986. — Vol. 9, No. 3. — P. 751–757.

14. W S. Mechanism and regulation of reduction based iron uptake in plants / S. W // New phytologist. — 2002. — Vol. 141. — P. 1–26.

15. Stout L. M. Phytoprotective influence of bacteria on growth and cadmium accumulation in the aquatic plant *Lemna minor* / L. M. Stout, E. N. Dodova, J. F. Tyson, K. Nüsslein // Water Research. — 2010. — Vol. 44, No. 17. — P. 4970–4979.

16. Саблій Л. А. Дослідження ефективності видалення іонів феруму вищими водними рослинами / Л. А. Саблій, М. С. Коренчук, С. В. Кононцев, Д. С. Колтишева // Наукові праці ВНТУ. — 2018. — No. №2. — P. 5.

ВУГЛЕЦЕВІ НАНОСТРУКТУРИ ЯК СПОСІБ МОДИФІКАЦІЇ ЕЛЕКТРОДІВ В МПЕ

Котул В.В.

Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

vk1999@ukr.net

Швидко зростаюче населення та підвищення рівня життя стимулювало глобальний попит на енергію та чисту воду. Вирішення проблеми енергопостачання та збереження енергії стає можливим з розвитком технологій мікробних паливних елементів (МПЕ) - ці біоелектрохімічні системи, здатні спонтанно перетворювати біомасу в електричну енергію через метаболічні реакції специфічних мікроорганізмів- екзоелектрогенів [1] за анаеробних умов. Електродний матеріал є вирішальним фактором для продуктивності та вартості МПЕ. Особливо окисно-відновні реакції (ОВР) на катоді [3,4], та електрохімічна активність екзоелектрогенних бактерій на анодах [2,5,6]. Розробка економічно ефективних МПЕ, що зможуть використовуватися в широких масштабах, за рахунок підвищення ефективності електродів має значні перспективи [7]. Метою роботи є окреслення перспектив використання вуглецевих нанотрубок та графена у вигляді електродів в МПЕ, а також аналіз каталізаторів ОВР на базі графенових нанолістів.

Вуглецеві сполуки представляють собою один з найбільш поширених електродних матеріалів. Вони можуть бути використані в МПЕ у вигляді вуглецевого паперу, вуглецевих нанотрубок [8], гранул графену [9] і графітового волокна [10]. Широке застосування матеріали отримали завдяки своїй хімічній стабільності, високій провідності та високій питомій площі поверхні. Модифікація електродів різними методами нанотехнології вважається перспективним полем дій для науковців [7].

Вуглецеві нанотрубки (ВНТ) мають високе відношення площі до об'єму, чудову механічну і хімічну стабільність[11,12]. ВНТ значно посилюють гетерогенне перенесення електронів в ОВР за рахунок високої електропровідності.[14] Механізм полягає в тому, що вуглецевий шар забезпечує більш доступні активні ділянки для хімічної адсорбції кисню через збільшення питомої площі поверхні, ослаблення зв'язків О-О та зменшення енергії активації. Гань та співавт.[16] показали шлях відновлення кисню в структурі NiO/ВНТ з ефективною електрокаталітичною активністю. Така модифікація електрода може сприяти рівномірному розподілу NiO з більш активними ділянками для відновлення кисню та проведення відповідних видів ОВР, що ще більше підвищує редукцію O_2 за допомогою H^+ та e^- .

Графен - найтонший і найжорсткіший у світі наноматеріал, його двомірна решітка з sp^2 -гібридизованих атомів вуглецю, розширена мережа «стільникових» комірок та р-зв'язки забезпечують електрокаталітичні властивості [15-17]. Оксид графену є похідним графену, він має нижчу провідність, ніж графен. Тому наразі ведуться розробки, щоб уникнути окисненої форми даного матеріалу. Новітні дослідження були спрямовані на використання відновленого оксиду графену, де для збільшення електропровідності було видалено частини функціональних груп кисню. Складне утворення відновленого оксиду з більшими провідними властивостями є необхідним для кращої електропровідності та меншої агрегації. Ще одну модифікацію електрода розробили Янг та співавт. [18], створивши провідну, вільну та монолітну графенову піну, закріплену на полімер з провідними властивостями – поліанілін. Бактерії можуть щільно прилягати до поверхні графенової піни та вглиб конгломерата графен/поліанілін, це прискорює перенесення електронів і забезпечує високопровідні шляхи.

В дослідженнях групи науковців 2004 року [8] були проведені модифікації анодів з композитами Fe_3O_4 /ВНТ. У такому аноді Fe_3O_4 допомагає закріпити ВНТ на поверхні своїм магнітним тяжінням і утворює багат шарову мережу, де ВНТ забезпечують краще середовище для росту бактерій і

допомагають переносу електронів. Цей МПЕ здатний виробляти набагато більш високі питомі потужності, ніж отримані з немодифікованим вуглецевим анодом; було виявлено, що модифікований анод з 30 мас.% $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{ВНТ}$ має максимальну питому потужність $830 \text{ мВт} / \text{м}^2$. Ву та ін. [19] сконструювали МПЕ, оснащений нанокompозитами $\text{ВНТ}/\text{Au}/\text{TiO}_2$, модифікований вуглецевим папером анод. Результати показали, що тривимірна наноструктура $\text{ВНТ}/\text{Au}/\text{TiO}_2$ може значно збільшити питому площу поверхні анода і сприяти обміну електронів на поверхні електрода. Додавання ВНТ в поліанілін може підвищити здатність переносу заряду, що покращує електрохімічну активність анодної реакції в МПЕ. Тому, Се та ін.[20] підготували композит $\text{ВНТ}/\text{поліанілін}$ в якості матеріалу анода для МПЕ. Найкращі характеристики в дослідженні спостерігалися для композиту, що містить 20 мас.% ВНТ; це забезпечує напругу ПЕ в 450 мВ. В той же час, Гань та співавт.[13] синтезували ВНТ і поліанілін на макропористому графіті, який поводить себе як анод в двокамерному МПЕ без медіаторів, з максимальною густиною потужності $257 \text{ мВт} / \text{м}^2$, що представляє собою збільшення на 343% в порівнянні з густиною потужності, отриманої при використанні чистого графіту.

Щоб скоротити шлях електрона в провіднику, створено таку модифікацію, як графенова губка, Се [20] побудував оснащений МПЕ з губкою зі графенового покриття з додатком колектора струму з нержавіючої сталі. Колектор струму з нержавіючої сталі, що створює електронне транспортне "шосе", зменшить омичний опір, скорочуючи довжину електропровідності в менш провідній графеновій губці. Отримано максимальну густину потужності $1,57 \text{ Вт}/\text{м}^2$. З іншого боку, анод з високою питомою поверхнею може забезпечити достатню площу прикріплення біоплівки і, отже, гарантувати високу кількість біокаталізаторів для окиснення органічних сполук.

За результатами проаналізованих досліджень можна зробити висновок, що найкращими інноваціями в модифікації електродів є використання поєднання ВНТ з металами та полімерами в якості матриці. Оцінивши значення

збільшення густини потужності МПЕ в анодах та катодах, потрібно звернути увагу на розробку та подальші дослідження анодів модифікованих з $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{ВНТ}$ та $\text{ВНТ}/\text{Pt}$, катодів з використанням графенової губки та ВНТ на матриці з нержавіючої сталі. Дані модифікації також зменшують вартість електродів за рахунок зменшеного використання дорогоцінних металів, каталізаторів та складних багат шарових матриць.

Список використаних джерел

1. B. E. Logan Exoelectrogenic bacteria that power microbial fuel cells // Nat Rev Micro, Vol.7.- 2009. - P. 375-381.
2. R.A.Nastroa N.Jannelli Performance Evaluation of Microbial Fuel Cells Fed by Solid Organic Waste: Parametric Comparison between Three Generations // Energy Procedia, Vol 105.- 2017. - P. 1102-1108.
3. C. E. Zhao, J. S. Wu, Y. Z. Ding, V. B. Wang, Y. D. Zhang, S. Kjelleberg, J. S. C. Loo, B. Cao and Q. C. Zhan Applications of Graphene-Modified Electrodes in Microbial Fuel Cells // Chemelectrochem, 2015. - P. 654-658.
4. S. Venkata Mohan, G. Velvizhi, J. Annie Modestra and S. Srikanth Microbial fuel cell: Critical factors regulating bio-catalyzed electrochemical process and recent advancements // Renewable and Sustainable Energy Reviews, Vol. 40.- 2014. - P. 779-797.
5. S. Cheng, H. Liu and B. E. Logan Increased Power Generation in a Continuous Flow MFC with Advective Flow through the Porous Anode and Reduced Electrode Spacing // Environmental Science & Technology Vol. 40.- 2006. - P. 2426-2432.
6. B. Min and B. E. Logan Continuous Electricity Generation from Domestic Wastewater and Organic Substrates in a Flat Plate Microbial Fuel Cell // Environmental Science & Technology, Vol 38.- 2004. - P.5809-5814.
7. H. Park, M. Christy, P. Kim and K. S. Nahm Progress and Recent Trends in Microbial Fuel Cells // Biosens Bioelectron. - 2014. - P. 75-80.
8. B. H. Kim, H. S. Park, H. J. Kim, G. T. Kim, I. S. Chang, J. Lee and N. T. Phung Preferential Use of an Anode as an Electron Acceptor by an Acidophilic Bacterium in

- the Presence of Oxygen // *Applied Microbiology and Biotechnology*.- 2004.- P. 672-681.
9. S. Iijima Helical microtubules of graphitic carbon // *Nature*, Vol. 354.- 1991.- P. 56-58.
 10. E. T. Thostenson, Z. Ren and T.-W. Chou Advances in the Science Technology of Carbon Nanotubes and Their Composites: A Review // *Composites Science and Technology*, Vol. 61- No. 13.- 2001.- P. 1899-1912.
 11. S. Berber, Y.-K. Kwon and D. Tománek Unusually High Thermal Conductivity of Carbon Nanotubes // *Phys Rev Lett*.- 2000.- P. 4613-4616.
 12. H. Y. Tsai, W. H. Hsu and Y. C. Huang Characterization of carbon nanotube/graphene on carbon cloth as an electrode for air-cathode microbial fuel cells // *Nanomater*.- Vol. 2015.- 2015.-P.1-6.
 13. J. J. Huang, N. W. Zhu, T. T. Yang, T. P. Zhang, P. X. Wu and Z. Dang Preparation and Properties of Tremella-like Fe-N-C Composite Catalyst for Oxygen Reduction Reaction // *Biosens Bioelectron*, Vol. 72.- 2015.- P. 332-339.
 - 14.M. Ghasemi, M. Ismail, S. K. Kamarudin, K. Saeedfar, W. R. W. Daud, S. H. A. Hassan, L. Y. Heng, J. Alam // *Appl Energ*, 2013.-P.1050-1056.
 15. K. S. Kim, Y. Zhao, H. Jang, S. Y. Lee, J. M. Kim, K. S. Kim, J.-H. Ahn, P. Kim, J.-Y. Choi and B. H. Hong // *Nature*, 2009.- P. 706-710.
 16. C. Lee, X. Wei, J. W. Kysar and J. Hone Measurement of the elastic properties and intrinsic strength of monolayer graphene // *Science*, 2008.- P.321,385.
 17. A. A. Balandin, S. Ghosh, W. Bao, I. Calizo, D.Teweldebrhan, F. Miao and C. N. Lau Superior Thermal Conductivity of Single-Layer Graphene // *Nano Lett*, Vol 8.- 2008.- P. 902-907.
 18. Y. C. Yong, X. C. Dong, M. B. Chan-Park, H. Song and P. Chen // *Acs Nano*, Vol 6.- 2008.- P. 2394-2400.
 19. Y. L. Wu, X. L. Zhang, S. H. Li, X. Y. Lv, Y. Cheng and X. M. Wang Enhanced electricity generation and pollutant removal in a microbial fuel cell combined with a solar cell // *Electrochim Acta*.- 2013.- P. 328-332.

20. X. Xie, G. H. Yu, N. Liu, Z. N. Bao, C. S. Criddle and Y. Cui Graphene-sponges as high-performance low-cost anodes for microbial fuel cells // Energ Environ Sci., Vol 5.- 2012.- P. 6862-6866.

УДК 620.92

ШВИДКОРОСЛІ ДЕРЕВНІ РОСЛИНИ ЯК СИРОВИНА ДЛЯ БІОЕНЕРГЕТИКИ

Кустовський Є. О., Кустовська А. В., к.б.н., доцент кафедри біології

Національний педагогічний університет імені М.П. Драгоманова

akinak232@gmail.com, kustoa@gmail.com

Серед найперспективніших альтернативних джерел енергії сьогодні розглядається тверда біомаса органічного походження, в тому числі і рослинного, яка є екологічно чистим відновлювальним джерелом енергії. Енергія біомаси еквівалентна 2 млрд т, що становить близько 13-15% загального використання первинних енергоресурсів світу. Частка України, за деякими оцінками, становить близько 50 млн. тон, але економічно доцільний потенціал біомаси оцінюється у 27 млн. Значну увагу в світі приділяють проблемі переробки біомаси з метою отримання біопалива [4].

Біомаса в енергетиці може бути використана безпосередньо шляхом спалювання або як паливо - після попередньої переробки на дизельне паливо, етанол або газ. Джерелом енергетичної сировини можуть бути як побічні продукти рослинного походження (відходи сільськогосподарського виробництва: солома, соняшникове лушпиння, стебла кукурудзи тощо), щорічні резерви яких оцінюються в 50 млн. тонн, так і спеціально призначені для цього енергетичні рослини, які до того ж є поглиначами зростаючої кількості вуглекислого газу і атмосфері.

Залучення цього потенціалу для виробництва енергії є надзвичайно важливою складовою вирішення проблеми енергетичної незалежності України.

Енергетичні рослини цінні високими темпами нарощування біомаси та невибагливістю до умов вирощування. За відносно короткий проміжок часу вони здатні давати великі прирости біомаси. В перерахунку на еквівалент енергії витрати на вирощування таких культур значно менші, ніж вартість енергоносіїв, отриманих від традиційних джерел. Використання рослинної біомаси за умови її безперервного відновлення (наприклад, нові лісові насадження після вирубування лісу) не призводить до збільшення концентрації вуглекислого газу в атмосфері.

З точки зору біоенергетики найбільший практичний інтерес представляють рослини з високими темпами нарощування біомаси. До таких рослин належать види родини Деренові. Важливим з точки зору раціонального природокористування є також стійкість в умовах техногенного забруднення, оскільки для вирощування біоенергетичної сировини придатні низькопродуктивні, забруднені ґрунти, які не можуть використовуватися як повноцінні сільськогосподарські угіддя для вирощування харчових та кормових рослин. Істотною проблемою також є легкість розмноження з метою отримання достатньої кількості садивного матеріалу.

Україна поступово долучається до міжнародних біоенергетичних програм. Так, у 2018 році на Ялтушківській дослідно-селекційній станції Інституту біоенергетичних культур і цукрових буряків НААН (с. Черешневе, Вінницька обл.) на місці колишнього сміттєзвалища на низькопродуктивних землях, не придатних для вирощування традиційних сільськогосподарських культур, закладено пілотну ділянку біоенергетичних культур. Пілотна ділянка є складовою частиною науково-дослідної роботи, яку виконує ІБКіЦБ згідно міжнародного проекту SEEMLA програми Горизонт 2020. Метою проекту є вивчення можливості сталого вирощування біоенергетичних рослин на маргінальних землях Європи [5]. В ході реалізації проекту розроблено методiku ідентифікації маргінальних земель, на основі якої проведено картографування земель сільськогосподарського призначення Європи. Створено також каталог біоенергетичних рослин, які невибагливі до ґрунтово-

кліматичних умов і можуть вирощуватись на маргінальних землях. Вже другий рік поспіль у УкрНДПБТ імені Леоніда Погорілого, що знаходиться у селі Дослідницьке Київської області, триває експеримент з вирощування незвичного для України дерева – павловнії пухнатої (*Paulownia tomentosa*) [6]. Однак, головною проблемою в культивуванні павловнії залишається низька морозостійкість в умовах Лісостепу та Полісся.

Об'єктами наших досліджень є інтродуковані декоративні рослини родини Деренових (*Cornaceae*): свидина біла (*Swida alba*), свидина паросткова (*Swida sericea*) та їх садово-декоративні форми, які зростають у культурі на території України. Фенологічні спостереження для визначення сезонного ритму розвитку проводили за “Методикой фенологических наблюдений в ботанических садах СССР” вегетативне розмноження проводили згідно з рекомендаціями Р.Х. Турецької, З.Я. Іванової, Т.В. Хромової. Стійкість рослин в умовах техногенно забрудненого середовища та ступінь пошкодження листків визначали за методиками В.С. Ніколаєвського. Результати інтродукції оцінювали користуючись за шкалою ступенів успішності інтродукції, запропонованою М.А. Кохном[2].

Вивчаючи особливості росту і розвитку інтродукованих видів родини *Cornaceae* в умовах України, ми відмічали їх високі темпи росту, здатність витримувати обрізку, високу швидкість відновлення після ушкоджень та невибагливість до ґрунтових умов. Вони не тільки не поступаються за цими показниками місцевим видам деренових, але й, нерідко, перевищують їх [1-3].

Swida alba має дуже широкий природний ареал, що охоплює території багатьох провінцій Циркумбореальної, Східноазійської та Ірано-Туранської флористичних областей.

Цей вид природно росте на північному сході Європи, у Західному Сибіру (середня і південна частина, на північ до 64°30' пн. широти), на Алтаї і в Туві піднімається в гори до висоти 1200 і 1600 м над р.м. відповідно, у Східному Сибіру (середня і південна частини, по долині р. Лени на північ до Жиганська, ізольовано - у верхній середній течії р. Колими: околиці селища

Усть-Таскан, гирла річок Коркодона і Сугоя), на Далекому Сході: у Приамур'ї, Примор'ї, на півдні Охотського узбережжя і на о. Сахалін (середня і південна частина), у Монголії, Північно-Східному Китаї, Кореї, Японії.

Ареал *Swida sericea* знаходиться у межах Північної Америки - від Нью-Фаундленду на північний захід до Юкону (р. Маккензі, Канада), на південь до Вашингтону, Федерального округу Колумбії, району Великих озер, Вірджинії, Кентуккі, Небраски, Айови, Нью-Мексико і Каліфорнії [1].

Відмічаючи високі темпи росту свидини білої та паросткової і легкість вегетативного розмноження [1,2] слід зазначити, що у обох видів зафіксований вторинний ріст пагонів, який відбувається щорічно (у 1994-2018 роках). Вторинний ріст характеризується меншою інтенсивністю і закінчується у вересні – жовтні формуванням верхівкових бруньок обох типів. У наступний вегетаційний період розгортання бруньок відбувається приблизно у ті ж строки (деякі зміщення в той або інший бік пов'язані з погодними умовами і ходом накопиченням активних температур) без будь-якого пригнічення ростових процесів. Це пояснюється тим, що ареали цих видів знаходяться у суворіших кліматичних умовах, ніж район інтродукції. Таким чином, продуктивність цих видів у кліматичних умовах України є навіть вищою, ніж на батьківщині, це обумовлює їх перспективність з точки зору біопродуктивності та перспективності для біоенергетики.

Україна має великий потенціал для виробництва біомаси з рослинної сировини. Дослідження нових енергоносіїв для України є надважливим, тому слід продовжувати підбір асортименту швидкорослих високоінтенсивних за показниками виходу біомаси видів рослин.

Список використаних джерел

1. Кустовська А.В. Родина *Cornaceae* (Dumort.) Dumort. в Україні (система, біологічні особливості, народногосподарське значення). Автореф. дисерт. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук.- К.: НПУ ім. М.П. Драгоманова, 2002. – 23 с.

- 2.Кустовська А.В., Клименко С.В., Кустовський О.П. Ритми росту і розвитку інтродукованих видів Cornaceae (Dumort.) Dumort. В Лісостепу України // Інтродукція рослин. – 2003. - № 4. – С. 88-93.
- 3.Кустовський Є.О., Кустовська А.В. Екологічні особливості декоративних інтродуцентів роду Swida Opiz у складі міських зелених насаджень// Наукові записки сучасних вчених, XXIII Міжнародна науково-практична інтернет-конференція. – м. Вінниця, 26 жовтня 2018 року. – Ч.6, с. 71-74
- 4.Основы битехнологии: Учеб. пособие для высш. пед. учеб. заведений/ Т. А. Егорова, С. М. Клунова, Е. А. Живухина. – М.: «Издательский центр Академия», 2003. – 208 с.
5. <http://bio.gov.ua/bioenergy/news/pilotnyy-uchastok-proektu-seemla-programy-goryzont-2020>
6. <http://agro-business.com.ua/agrobusiness/item/12184-aliuminiieve-derevo-na-kyivshchyni-vyroshchuiut-unikalnu-roslynu.html>

УДК 620.92

СУЧАСНИЙ СТАН І ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ РІДКОГО БЮПАЛИВА

Ладановська Д.О.

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний
інститут імені Ігоря Сікорського»*

d.ladanovskaya@gmail.com

Основним паливом для двигунів внутрішнього згоряння є бензин, газ і дизельне паливо. Але ріст цін на ці енергоносії, забруднення навколишнього середовища спонукає світову спільноту до розробки нових методів економічно ефективного та екологічно чистого палива.

У зв'язку з критичним подорожчанням нафти проблема забезпечення транспорту енергоресурсами визнана в США, у країнах ЄС та більшості інших країн світу проблемою національної безпеки, для вирішення якої втілюють надзвичайні заходи з розширення використання альтернативних видів палива. Метою роботи є проаналізувати сучасний стан та перспективи використання рідкого біопалива для двигунів внутрішнього згорання.

Найбільш перспективними альтернативними паливами для автомобільного та інших видів транспорту на сьогодні є біоетанол та біодизель [1]. У зв'язку з цим є корисним проаналізувати досвід розширення виробництва та використання рідкого біопалива у промислово розвинених країнах світу.

Виробництво біоетанолу, наприклад, в США за останні 10 років зросло вчетверо. Споживання біоетанолу в 2006 р. становило майже 12 млн т. Передбачено збільшити до 2020 р. виробництво відновлюваних палив (біоетанолу та біодизельного палива) ще майже вдвічі – до 22,4 млн т [2].

Суттєво розширити виробництво і використання моторних біопалив у країнах ЄС передбачено Директивою 2003/30/ЄС [1]. За інформацією Європейської Комісії у країнах ЄС лише за один 2004 р. зросло виробництво біодизельного палива на 29,6%, біоетанолу на 15,6%, етил-трет-бутилового етеру (ЕТБЕ) на 9,5% і становило, відповідно: 1,96 млн т; 491 тис. т та 626 тис. т.

Наявні виробничі потужності державних спиртових заводів в Україні дозволяють виготовляти вже сьогодні 60 тис. т біоетанолу на рік. Взагалі потенціал розширення виробництва на існуючій виробничій базі державних спиртових заводів становить 280 тис. т [3].

Потенціал щорічного виробництва біоетанолу за наявною сировинною базою (меляса, кукурудза, зернові культури) згідно з оцінкою фахівців Концерну «Укрспирт» сягає 2 млн т., що дозволяє в перспективі заміщати до 40% обсягів бензину, що споживають в Україні [4].

З цього приводу слід зазначити, що в Пояснювальному меморандумі до проекту Директиви ЄС від 07.11.2001 № 2001/0265 (COD) є пряме посилання на

Україну, яка має сировинну базу для виробництва біоетанолу і може в перспективі поставляти його до країн ЄС.

Негативного впливу тривалого напруження автомобілів на сумішевих бензинах на технічний стан та стабільність регулювань паливної апаратури, стан еластомерів, властивості моторної оливи не зафіксовано. Під час випробувань будь-яких відмов у роботі автомобілів, які були б пов'язані із застосуванням сумішевих бензинів, також не було зафіксовано.

Головною екологічною перевагою використання біоетанолу у складі сумішевих бензинів є можливість виключення застосування високотоксичних металовмісних антидетонаційних присадок та МТБЕ [3].

Загалом, динаміка використання біопалив: біодизелю та біоетанолу, має вигляд представлений на рис. 1 [4]:



Рис. 1. Динаміка використання біодизелю та біоетанолу у світі

Розв'язання вище зазначених проблем надасть можливість у найближчі роки суттєво розширити використання біопалив для автотранспорту України. Для країн ЄС Директивою 2003/30/ЄС визначено мету – довести до 2020 р. частку альтернативних моторних палив до 20%. Є всі підстави вважати, що завдяки реалізації інноваційних технологій частка альтернативних палив, які буде споживати автомобільний транспорт України до 2020 р., може сягнути 23-25% від

загальних обсягів споживання моторних палив, в тому числі біопаливо (біоетанол і біодизельне паливо) - 10-12%.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Directive 2003/30/EC of the European Parliament and of the Council of 8 May 2003 on the promotion of the use of biofuels or other renewable fuels for transport // Official Journal of the European Union.-2003.-№L123.-P.42-46.
2. Редзюк А.М., Рубцов В.О., Устименко В.С., Михненко Є.О., Олійников О.П. Проблеми та перспективи застосування сумішних бензинів з високооктановою кисневмісною добавкою як автомобільного палива // Автошляховик України. Окр. вип. Вісник Центрального наукового центру ТАУ.- Вип. 2.-1999.-С.25-27.
3. Устименко В.С., Ковальов С.О., Бейко О.А. Перспективи і проблеми розширення використання біопалив автомобільним транспортом України // Автошляховик України.-2003.-№2.-С.7.
4. Федоренко В.Ф. Состояние и развитие биотоплива: Науч. аналит. обзор / В.Ф. Федоренко, Ю.Л. Колчинский, Е.П. Шилова. – М.: ФГНУ «Росинфорагротех», 2007. – 130 с.

УДК 628.35

БІОЛОГІЧНЕ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД НІТРАТІВ З ВИКОРИСТАННЯМ ВИЩИХ ВОДНИХ РОСЛИН

*Мазур І.В., Саблій Л.А., д.т.н., професор, професор кафедри екобіотехнології
та біоенергетики*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний
інститут імені Ігоря Сікорського» пр. Перемоги 37, Київ, 03056
ira_mazur@bk.ru*

Важливою проблемою для України й світу з кожним днем постає все більше підвищення концентрацій біогенних елементів у водоймах. Як наслідок,

це призводить до порушення процесів у водному середовищі, негативно впливає на живі організми, зменшення вмісту розчиненого кисню та загалом на якість води. Використання вищих водних рослин, за результатами багатьох наукових досліджень, показує можливість ефективного застосування для очищення стічних вод. [1]

Серед таких рослин відомими є ряска, вольфія, ейхорнія та інші. Ці рослини здатні видаляти з води забруднюючі речовини, зокрема сполуки біогенних елементів, важкі метали, та поліпшувати показники якості води у природних водоймах. Слід зазначити, що кожна рослина по-своєму впливає на процес очистки, але всі вони мають одні і ті ж самі функції: фільтраційну, поглинальну, детоксикаційну, окислювальну, накопичувальну. [2]

Метою було визначити чи доцільно використовувати ряску для очищення стічних вод від нітратів та визначити ступінь їх видалення.

Метод із використанням ряски для очищення води має такі переваги як низькі експлуатаційні витрати, безпечність та екологічна чистота.

Для дослідів використовували зразки ряски (попередньо відібрані з акваріуму) по 0,5 г, 1 г та 1,5 г наважки. В проби води додавали розчин нітрату калію концентрацією 40 мг/дм³. Потім витримували протягом доби при штучному освітленні та температурі 18°C. Концентрацію нітратів визначали за стандартною методикою, використовуючи такі реактиви: стандартний розчин нітрату калію, розчин NaOH та сегнетової солі, розчин саліцилової кислоти.

Результати проведеного дослідів наведені в таблиці 1.

Таблиця 1. Зміна концентрацій нітратів, мг/дм³, в процесі біологічного очищення стічних вод за допомогою ряски

Контроль	Маса ряски, г		
	0,5	1,0	1,5
40	18,0	17,8	14,9

Отже, за результатами досліджу можна стверджувати, що використання вищих водних рослин, зокрема, ряски є доцільним методом для очищення стічних вод, ступінь видалення нітратів складала 52-63%.

Література:

1. Гіроль М.М., Гіроль А.М., Гіроль А.М. Технології водовідведення промислових підприємств: Навчальний посібник. – Рівне: НУВГП, 2013. – 625 ст.
2. Саблій Л.А. Фізико-хімічне та біологічне очищення висококонцентрованих стічних вод: Монографія. - Рівне: НУВГП, 2013. - 292 с.

УДК 675.026

ОТРИМАННЯ КОЛАГЕНУ ІЗ НЕДУБЛЕНИХ ВІДХОДІВ ШКІРЯНОГО ВИРОБНИЦТВА

Ніколаєва О.А., Ребрикова П.А., аспірант, кафедра біотехнології, шкіри та хутра,

Мокроусова О.Р., д.т.н., проф., завідувач кафедри біотехнології, шкіри та хутра

*Київський національний університет технологій та дизайну
olenamokrousova@gmail.com*

Під час виробництва шкіри утворюється велика кількість відходів, які можуть бути дешевим джерелом колагену [1-3]. Колаген – фібрилярний білок, який є основою сполучної тканини. Наразі відомо близько 27 різних типів колагену. У ссавців 90-95% припадає на колаген І типу, молекула якого складається із трьох лівозакручених ланцюгів, які утворюють правозакручену спіраль [4-6]. Для ланцюгів характерна послідовність амінокислот, яка описується формулою G-X-Y (де G – гліцин, X – найчастіше пролін чи гідроксипролін, Y – інша амінокислота).

Дуже широкому використанню колагену, отриманого із різних сировинних джерел, у медицині, біотехнології, косметичній та харчовій

промисловості сприяє те, що колаген має низьку імуногенність. Це викликано тим, що колагенові білки мають унікальний, приблизно однаковий амінокислотний склад. Частіше імунну відповідь викликають домішки неколагенових білків. Широкий попит на цей біотехнологічний продукт приводить до постійного пошуку різноманітних дій з сировиною для отримання колагену з метою оптимізації його екстрагування та підвищення економічності процесу.

Метою роботи було аналіз ефективності отримання колагену із відходів шкіряного виробництва. Наукова ідея полягала в розробці ефективного способу, що забезпечило б більш швидке і дешеве отримання колагену із відходів промисловості, оптимальний час екстракції, відсутність домішок та високу кількість продукту [7].

Для досліджень в якості відходів використовували голину, отриману зі шкур великої рогатої худоби після процесу зоління-зневолошування. Для вилучення колагену було взято 10 г голини. Відібрані відходи було подрібнено на елементи розміром $\leq 0,5 \text{ см}^2$. Спочатку було відділено неколагенові білки, після чого проводилась екстракція колагену. Колаген екстрагували розчином 0,5 М оцтової кислоти у присутності 5 мМ EDTA. Чистоту екстрагованого колагену перевіряли методом електрофорезу. Також був проведений аналіз динаміки екстракції колагену. Для всіх модифікацій проводили повторну екстракцію колагену з супернатанту, отриману після першої стадії екстракції. Ця дія проводилась з метою з'ясування потенційної необхідності повторного вилучення колагену з сировини для оцінки економічної доцільності проведення такого способу. Основним критерієм для оцінки ефективності методу отримання колагену з колагенових відходів шкіряної промисловості було кількість отриманого колагену на одиницю маси сировинного матеріалу та чистота. Чистоту продукту перевіряли по результатам електрофорезу в поліакриламідному гелі, а кількість отриманого білка визначали за модифікованим методом Лоурі [8].

Результати екстракції колагену продемонстрували, що більш ефективним є метод з використанням для осадження колагену 20 % NaCl на першій стадії екстракції, а також проведення екстрагування при температурі 4 °C, що сприяє більшому виходу колагену з одиниці маси голини.

Кількісний аналіз екстрагованого колагену показав доцільність проведення багаторазової екстракції. Оскільки на першій стадії не вдається повністю вилучити весь колаген і до 50 % колагену залишається в супернатанті.

Якісний аналіз колагену, отриманого на першому та другому етапах екстракції, був виконаний з використанням методу електрофорезу.

Результати свідчать про наявність $\alpha_1(I)$ – мономерні ланцюги, $\beta_{11}(I)$, $\beta_{12}(I)$ – димерні ланцюги, $\gamma(I)$ (різні комбінації)– тримерні ланцюги. Колаген, який екстрагується протягом 24 годин виявився більш чистим. Показано, що отриманий після кожної наступної стадії екстракції супернатант може піддаватись подальшому багаторазовому гідролізу для отримання низькомолекулярних фрагментів ланцюгів.

В цілому, показано можливість отримання колагену із відходів шкіряного виробництва з виходом 6,15 %. Результати аналізу SDS-PAGE показали, що отриманий колаген є чистим і належить до типу I.

Список використаних джерел

1. F. Langmaier, K. Kolozmik, S. Sukop, M. Mladek, Products of enzymatic decomposition of chrome- tanned leather waste, J. Soc. Leather Technol. Chem. – 1999. – vol. 83. – P. 187-195.
2. V. John Sundar, A. Gnanamani, C. Muralidharan, N.K. Chandrababu, A.B. Mandal, Recovery and utilization of proteinous wastes of leather making, Rev. Environ. Sci. Biotechnol. – 2011. – vol. 10. – P. 151-163.
3. J. Kanagaraj, K.C. Velappan, N.K. Chandrababu, S. Sudulla, Solid wastes generation in the leather industry and its utilization for cleaner environment. J. Sci. Ind. Res/ – 2006. – vol. 65. – P. 541-548.

4. L. Olle, S. Sorolla, C. Casas, A. Bacardit, Developing of a dehydration process for bovine leather to obtain a new collagenous material. J. Clean. Prod. – 2013. – vol. 51. – P. 177-183.
5. M. Ashokkumar, N.T. Narayanan, A.L.M Reddy, B.K. Gupta, B. Chandrasekaran, S. Talapatra, P. Thanikaivelan, Transforming collagen wastes into doped nanocarbons for sustainable energy applications. Green Chem. – 2014. – vol. 14. – P. 1689-1695.
6. C.H. Lee, A. Singla, Y. Lee, Biomedical applications of collagen. Int. J. Pharm. – 2011. – vol. 221. – P. 1-22.
7. O. Savchuk. Extraction and Characterization of Collagen Obtained from Collagen-Containing Wastes of the Leather Industry / Savchuk O., Raksha N., Ostapchenko L., Mokrousova O., Andreyeva O. // Solid State Phenomena. – 2017. – Vol. 267. – P. 172-176.
8. O.H. Lowry, N.J. Rosebrough, A.L. Farr, R.J. Randall, Protein measurement with the Folin phenol reagent, J Biol Chem. 1951. – vol. 193. – P. 265-275.

УДК 628.35

ВСТАНОВЛЕННЯ МОЖЛИВОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ ЯК НОСІЇВ
МІКРООРГАНІЗМІВ В АЕРОБНИХ БІОРЕАКТОРАХ
ПЛАСТИКОВИХ ЕЛЕМЕНТІВ ЗАВАНТАЖЕННЯ

*Овчарова В.В., Саблій Л.А., д.т.н., професор, професор кафедри
екобіотехнології та біоенергетики*

*КПІ ім. Ігоря Сікорського
ovcharova.viktoriaa@gmail.com*

За останнє тисячоліття антропогенний вплив на водне середовище лише посилюється. Не контрольований відбір води з природних джерел призводить до серйозних порушень в екосистемах. Вода, як не дивно, є найважливішим

компонентом будь-якого живого організму. Всі життєво необхідні метаболічні реакції не відбуваються у середовищі без участі даного компоненту.

За останні 20 років рівень споживання води виріс практично в 10 разів. На сьогоднішній день, кожній шостій людині у світі не вистачає чистої води. За прогнозами, до 2025 року нестачу водних ресурсів відчують на собі дві треті населення планети. Важливу роль відіграють прісні води Землі, загальний об'єм яких невеликий – всього 2,5% від маси вод океанів. За оцінками Всесвітньої організації охорони здоров'я щорічно трапляється понад 500 тисяч випадків смерті від діареї, яка спричинена споживанням забрудненої води. Якість води істотно залежить від ступеня очищення стічних вод (СВ), що скидаються у водні об'єкти. Тому питання очистки СВ та попередження забруднень водних об'єктів є надзвичайно актуальним для людства 21-го століття.

Метою роботи є аналіз ефективності обростання біологічною плівкою пластикових елементів завантаження аеробного біореактора для біологічного очищення стічних вод.

Універсального способу очищення СВ від усіх шкідливих речовин і домішок не існує, тому при виборі систем очищення треба це враховувати. Як правило, очищення СВ від різних забруднень відбувається не одним методом, а послідовно декількома. Зниження вмісту специфічних домішок до допустимих норм вимагає застосування різних і часто комбінованих технологічних рішень.

Існують різні методи очищення СВ: механічні, біологічні, хімічні (реагентні) і фізико-хімічні. Але головна роль у запобіганні забрудненню водних джерел, виходячи зі складу СВ, належить методам біологічної очистки, саме тому вивчення сучасних технічних рішень у цій області є актуальним [1, 2].

Одним із способів інтенсифікації біологічної очистки є використання різноманітного завантаження у спорудах очистки СВ. Традиційними завантаженнями є щебінь, гравій або керамзит розміром 25-40 мм, але такі технології є застарілі, тому при новому будівництві намагаються використовувати нові матеріали. Наприклад, пластикові завантаження, які

характеризуються більш високим індексом пористості (70-95%) у порівнянні із традиційними (50-60%) [3]. Піноскло відрізняється механічною міцністю, волого-, паро- та газонепроникністю, довговічністю, стійкістю до впливу кислот і продуктів розкладання. Площа адсорбційної поверхні піноскла в залежності від величини перфорації з урахуванням малих і великих пор - $200 \text{ м}^2/\text{м}^3$. Перевагами використання пластмасового завантаження є відсутність замулювання біофільтра та значно більший обсяг повітря, що поступає та сприяє підвищеній окислювальній потужності [4]. Відповідно, було виконано дослідження ефективності біообростання носія (рис. 1.), а також мікроскопування біоплівки, на підставі чого було зроблено висновок про доцільність використання пластикового завантаження в біореакторі. Досліджуване пластикове завантаження [5] представлено на рис. 2.



Рис. 1. Експериментальна модель установки біореактора

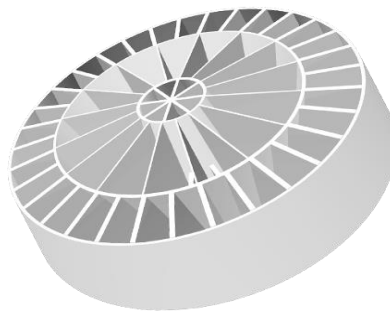


Рис. 2. Пластикове завантаження

Характеристика одного елемента пластикового завантаження:

- маса – 89,08 г;
- площа активної поверхні – $0,13 \text{ м}^2$;
- об'єм, який займає елемент у просторі – $87,3 \text{ см}^3$.

В ході роботи даний носій було поміщено в аеровану ємність з відстояною водопровідною водою, в яку було добавлено активний мул (АМ) з аеротенків міської очисної станції в концентрації 5 г/дм^3 . Для поживного середовища було використано розчини солей: K_2HPO_4 ; KNO_3 та розчин глюкози. Концентрації визначалися за умови забезпечення вмісту основних

елементів клітин бактерій C; N; P у співвідношенні 100 (C) : 5 (N) : 1 (P). Для визначення кількості біомаси, що наростала на поверхні носія, проводили зважування через t , год: 24; 72 та 94, від початку процесу аерування суміші води з АМ. Результати визначення біомаси обростань наведено у таблиці 3.

Таблиця 3. Біомаса на завантаженні за різної тривалості процесу аерування води з активним мулом

№ проби	M_0 , г	t , год	M_1 , г	$M_6 = M_1 - M_0$, г
1	83,9	0	-	-
2		24	90,5	6,6
3		72	96,7	12,8
4		96	98,7	14,8

Примітка: M_0 – маса мокрого завантаження; M_1 – маса завантаження після обростання; M_6 – маса біомаси на завантаженні.

Про ефективність обростання можна судити за результатами представленими на рис. 4. З побудованого графіка очевидно, що обростання є значним. Так, за 4 доби маса обростання склала 14,8 г ($14,89 \text{ г/дм}^3$). Для порівняння, капронове волокно носій «Вія» – характеризується питомою біомасою обростань – 16,8 - 30 г/дм^3 [6].

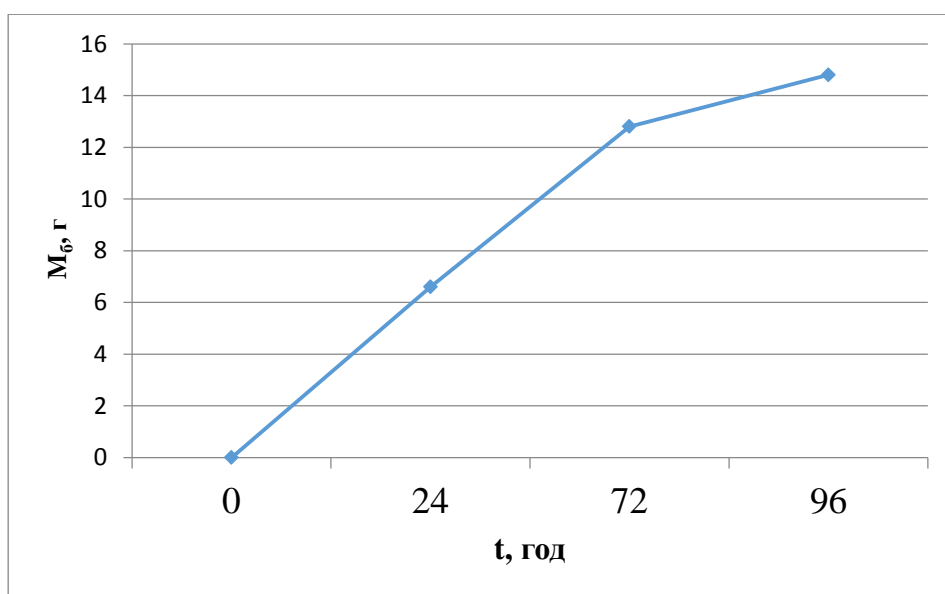


Рис 4. Графік залежності біомаси (M_6) на носії від тривалості t

Окрім того, проведено мікроскопування біоплівки. Відмічається велика різноманітність форм гідробіонтів, в більшій мірі переважають гриби, різноманітні бактерії, особливо багато нитчастих (рис. 5, *а*). З найпростіших мають перевагу джгутикові, вільноплаваючі інфузорії (рис. 5, *б*), раковинні корененіжки (рис.5, *в*). Серед червів представлені коловертки та круглі черви (рис. 5, *г*).



а



б



в



г

Рис. 5. Мікрофотографії зразків біооброствань, $\times 400$

Таким чином, вивчено динаміку обростання носія мікроорганізмами, яка встановлює можливість успішного біологічного обростання пластмасового завантаження, що підтверджується мікроскопічним аналізом АМ на носії.

1. Зайцева И.С., Методы интенсификации биологической очистки сточных вод в аэротенках / Зайцева И.С., Зайцева Н.А., Воронина А.С. // Вестник Кузбасского государственного технического университета. – 2010. – С. 90-91.
2. Доронкина И.Г., Эколого-экономическая эффективность технологичких процессов очистки сточных вод / И.Г. Доронкина, О.Н. Борисова // Российский государственный университет туризма и сервиса. – 2015. – С. 112-120.
3. Маркин В.В., Возможности повышения эффективности биологической очистки сточных вод / В.В. Маркин // Вісник. – 2013. – №5(103). – С.79-83.
4. Власова В.Н., Биофильтры с загрузкой из пеностекла или пластмассы / В.Н. Власова, А.М. Кадырова // Научный Вестник. – 2014. – №13. – С.329-333.
5. Пластикове завантаження-шайби «Air Ring». Режим доступу до ресурсу: <http://zs6.com.ua/>
6. Саблій Л.А., Фізико-хімічне та біологічне очищення висококонцентрованих стічних вод: Монографія. – Рівне: НУВГП. – 2013. – С. 292.

УДК 606:63

ЗАСТОСУВАННЯ ВІТЧИЗНЯНИХ МІКРОБІОЛОГІЧНИХ ІНОКУЛЯНТІВ НА ВІДПРАЦЬОВАНИХ СУБСТРАТАХ ПЕЧЕРИЦІ

Підмаркова К.А., Іванова Т.В., к.с.-г. н., доцент

Національний університет біоресурсів і природокористування України

podmarkova48@ukr.net

Актуальність. Дефіцит білка в раціоні харчування людини є однією з основних проблем сучасного людства. Для вирішення цієї проблеми у великих масштабах культивують їстівні гриби, завдяки чому можна отримувати свіжий продукт з високим вмістом білка протягом усього року. Разом зі збільшенням

попиту на їстівні гриби, збільшується і кількість грибних ферм. Нині найважливішою екологічною проблемою грибних ферм є шляхи повторного використання відпрацьованого субстрату після культивування грибів [1]. Основна проблема полягає в тому, що через незнання правильного поводження з відпрацьованим грибним субстратом, більшість підприємців велику частину відпрацьованих блоків субстрату просто вивозять на санкціоновані і несанкціоновані звалища, викидають в яри або поруч з основним виробництвом, що призводить до постійного високого інфекційного фону на території звалища або господарства.

Головним методом застосування відпрацьованого грибного субстрату є його використання в якості органічного добрива при вирощуванні овочевих культур. Відпрацьований грибний субстрат є незамінним компонентом при виробництві біогумусу [2].

Матеріали і методи. Об'єктом дослідження був вплив поліфункціонального біологічного препарату Екстракон вітчизняного виробництва, агентами якого є природний консорціум ґрунтових целюлозоруйнівних бактерій і мікроміцетів (*Sporocytophaga mixococcoides*, *Sorangium cellulosum*, *Cellvibrio mixtus*, *Trichoderma viridae*) та гетеротрофні представники *Pseudomonas spp.* та *Bacillus spp.* на відпрацьований субстрат після культивування печериці двоспорової (*Agaricus bisporus*).

Досліджуваний препарат вносили до відпрацьованого печеричного субстрату, доводили вологість суміші до 60% і помістили в термостат для ферментації. Для перевірки ефективності дії Екстракону, із ферментованого печеричного субстрату приготували екстракт, який потім проходив перевірку на попередньо пророслому модельному об'єкті (пшениці).

Для порівняння були приготовані три різних варіанта досліджень:

1 варіант – контроль – модельний об'єкт помістили у дистильовану воду (5 мл);

2 варіант – модельний об'єкт помістили в екстракт печеричного субстрату (5 мл);

3 варіант – модельний об'єкт помістили у ферментований Екстрактом печеричний субстрат (5 мл).

Результати. Дослідження ефективності дії Екстракону на відпрацьований печеричний субстрат проводили шляхом визначення ростових параметрів модельної рослини (пшениці). Результати досліджень наведено на Рис. 1 «Ростові параметри модельного об'єкта».

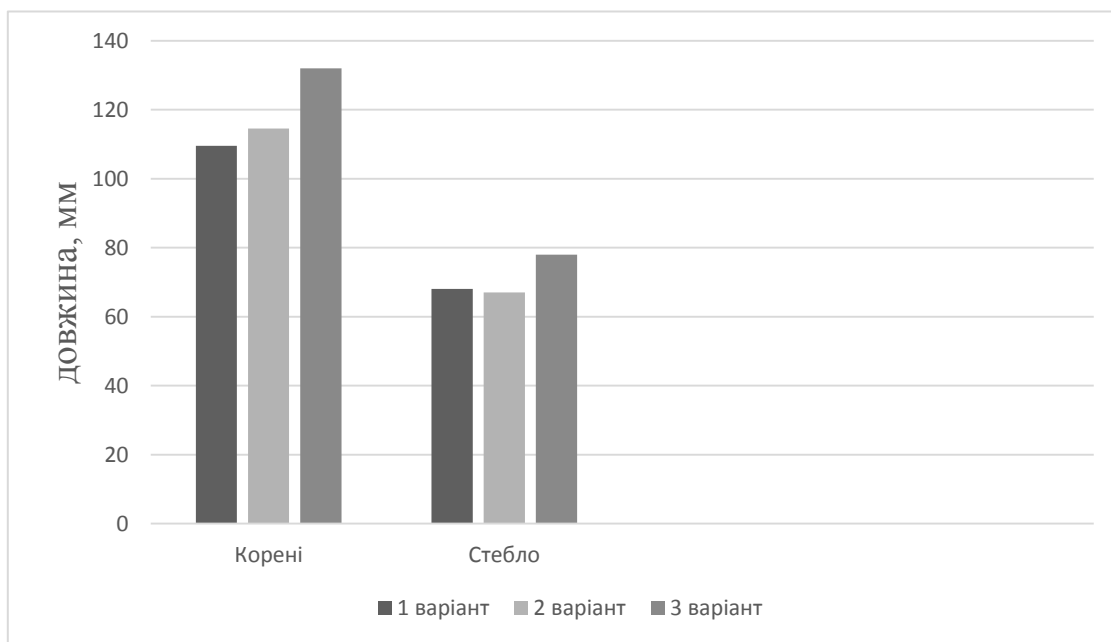


Рис. 1 «Ростові параметри модельного об'єкта»

Індукцію флуоресценції хлорофілу визначали за допомогою портативного хронофлуорометра для експрес-діагностики фотосинтезу «Флоратест», за результатами якого спостерігали позитивну динаміку інтенсивності флуоресценції.

Виходячи з результатів вимірювань, ми спостерігаємо, що при використанні екстракту ферментованого печеричного субстрату проростки пшениці мають більшу довжину коренів та стебла, ніж проростки з екстракту печеричного субстрату і значно відмінні від контролю.

Висновки. Результати дослідження свідчать про те, що мікробіологічних інокулянтів для трансформації відпрацьованого субстрату грибних виробництв дозволяє рослинам повною мірою використовувати усі поживні речовини, що

містяться у використаному субстраті. Використовуваний біопрепарат дозволяє отримувати біогумус з відпрацьованих печеричних субстратів тим самим зменшити кількість відходів від грибних ферм.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Солдатенко А.В., Разин А.Ф., Нурметов Р.Д., Разин О.А., Девочкина Н.Л. Промышленное грибоводство как инновационное направление экономической деятельности в сфере АПК РФ//Овощи России. – № 3. – 2018.
2. Гайдено О.М. Біоконверсія соломи із виробництвом гливи звичайної. – 2006.

УДК 628.33

ПОРІВНЯННЯ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ТА БІОЛОГІЧНИХ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

*Романовська Л. А., Саблій Л. А., д.т.н., професор, професор кафедри
екобіотехнології та біоенергетики*

*Національний технічний університет України "Київський політехнічний
інститут імені Ігоря Сікорського"*

ludochka19981998@gmail.com

Очищення стічних вод є надважливою екологічною проблемою народного господарства будь-якої країни, нехтування якою може призвести до значних негативних наслідків у вигляді екологічних катастроф національного масштабу. Саме тому її необхідно вирішувати якомога оперативніше, використовуючи новітні очисні технології, устаткування та методи очищення [1].

Метою роботи є аналіз фізико-хімічних та біологічних методів очищення стічних вод, вибір оптимального методу.

Способи очищення забруднених вод можна об'єднати в наступні групи: механічні, фізичні, фізико-механічні, хімічні, фізико-хімічні, біологічні, комплексні [2].

Фізико-хімічні методи очищення полягають в тому, що в стічну воду вводять реагенти (коагулянт, флокулянт). Вступаючи в хімічну реакцію з домішками, присутніми у воді, реагент сприяє повнішому виділенню нерозчинених речовин, колоїдів і частини розчинених речовин і тим самим зменшенню їх концентрації в стічній воді, переводить розчинні сполуки в нерозчинні або розчинні, але нешкідливі; змінює реакцію стічних вод, зокрема нейтралізує їх; знебарвлює кольорову воду тощо[3].

До фізико-хімічних методів очищення стічних вод належать коагуляція, флотація, адсорбція, іонний обмін, екстракція, ректифікація, випарювання, дистиляція, зворотний осмос і ультрафільтрація, кристалізація, десорбція й ін. Ці методи використовують для видалення зі стічних вод тонкодисперсних плаваючих частинок (твердих і рідких), розчинених газів, мінеральних і органічних речовин[1].

Біологічний метод застосовують для очищення господарсько-побутових та промислових стічних вод від багатьох розчинених органічних і деяких неорганічних (сірководню, сульфідів, аміаку, нітритів і ін.) речовин. Процес очищення заснований на здатності мікроорганізмів використовувати ці речовини в процесі життєдіяльності – органічні речовини для мікроорганізмів є джерелом вуглецю[4].

Відомі аеробні й анаеробні методи біологічного очищення стічних вод. Аеробний метод заснований на використанні аеробних груп організмів, для життєдіяльності яких необхідні постійний приплив кисню і температура 20-40°C. При зміні кисневого і температурного режимів, види і кількість мікроорганізмів змінюються. Число родів бактерій може досягати 5—10, а число видів — кілька десятків і навіть сотень.

При аеробному очищенні мікроорганізми культивуються в активному мулі або біоплівці. Анаеробні методи очищення відбуваються без доступу кисню; їх використовують в основному для знешкодження осаду[3].

За характером цей метод аналогічний природним процесам, наприклад, біологічному очищенню організмів (біоценозу), до складу яких входить багато різних бактерій (простих і високоорганізованих), пов'язаних між собою в єдиний комплекс складними взаємовідносинами (метабіозу, симбіозу та антагонізму). Така різноманітність видів бактерій зумовлена наявністю в стічній воді органічних речовин різних класів. Якщо у складі стічних вод є лише одна або декілька близьких за складом органічних сполук, то можливий розвиток монокультури бактерій. Скорочення видів бактерій можливе, якщо очищення проводять при відсутності розчиненого у воді кисню (в анаеробних умовах) або при надто великому співвідношенні кількості поданих на очищення забруднень і біомас мікроорганізмів[4].

Ефективність процесів біологічного очищення залежить від температури, рН середовища, наявності біогенних елементів, рівня живлення мікроорганізмів, кисневого режиму, вмісту токсичних речовин.

Найбільша ефективність біологічного очищення вод забезпечується при:

- температурі в очисних спорудах 20—30 °С;
- рН середовища 5—9 (оптимальна 6,5—7,5);
- достатній концентрації основних елементів живлення бактерій — органічного вуглецю (БСК), азоту і фосфору з розрахунку БСК : N : P = 100: 5:1;
- кількості забруднення, що припадає на 1 м³ очисної споруди, на 1 г біомаси або на 1 г беззольної частини біомаси (100— 300 мг БСК_{пов} на 1 г беззольної речовини);
- постійній концентрації розчиненого кисню не нижче 2 мг/л;
- допустимій дозі токсичних речовин, яка могла б негативно вплинути на біологічні процеси[1]

Застосування фізико-хімічних методів для очищення стічних вод порівняно з біологічними має ряд переваг:

- можливість видалення зі стічних вод токсичних, органічних забруднень, що не окиснюються біологічно;
- менші розміри споруд;
- менша чутливість до змін навантажень;
- можливість повної автоматизації;
- більш глибока вивченість кінетики деяких процесів, а також питань моделювання, математичного опису й оптимізації, що важливо для правильного вибору і розрахунку апаратури;
- методи, не пов'язані з контролем за діяльністю живих організмів;
- можливість рекуперації різних речовин[2].

Недоліками фізико-хімічних методів є:

1. Застосування деяких технологічних способів призводить до реакцій, при яких утворюються побічні продукти з токсичними параметрами.
2. Необхідність застосування досить дорогого устаткування і матеріалів.
3. Використання таких окисників, як озон та хлор. Метод хлорування найпопулярніший, проте він вимагає точного дотримання умов проходження реакції, що ускладнює його використання. Він є достатньо дорогим в експлуатації та використовується за концентрації амонійного азоту до 10 мг/л.
4. Процеси очищення за допомогою зворотного осмосу, ультрафільтрації та нанофільтрування не отримали широкого застосування і мають низку недоліків, оскільки потребують попереднього очищення стічних вод, наявності концентрованих відпрацьованих розчинів, а також суттєво змінюють якість початкової води.
5. Метод електродіалізу також має такі недоліки, як недостатньо висока селективність мембран, наявність концентрованих відпрацьованих розчинів і, знову ж таки, необхідність попереднього очищення води. Отже, широкому використанню цих методів заважає їх вартість [1].

Після цих методів очищення у стічних водах можуть знаходитися різноманітні віруси, бактерії, збудники інфекційних хвороб, тому стічні води підлягають знезараженню [2].

Перевагами біологічного методу очищення є :

- повне аеробне біологічне очищення побутових і промислових стоків, при виконанні всіх технологічних вимог, здатна забезпечити видалення близько 90 відсотків органічних забруднень, що містяться у воді.

- біофільтри не втрачають ефективність при підвищенні концентрації забруднюючих речовин у рідини, крім того, втрачає актуальність питання утилізації зайвої кількості активного мулу.

- у разі анаеробного очищення - зменшення витрат на устаткування і супутніх експлуатаційних витрат, так як не потрібна штучна аерація води[3].

Вибір оптимальних технологічних схем очищення води – досить складне завдання, що обумовлено переважним різноманіттям домішок, що містяться у воді, і високим вимогами, пред'явленими до якості очищеної води. При виборі способу очищення враховують не тільки їхній вміст у стічних водах, але й вимоги, яким повинні задовольняти очищені води: при скиданні у водойму – ГПС (гранично припустимі скиди) і ГДК (гранично допустимі концентрації речовин), а при використанні очищених стічних вод у виробництві – ті вимоги, які необхідні для здійснення конкретних технологічних процесів[4].

Серед поширених методів знезараження води на території України пріоритетними є фізико-хімічні методи, що ґрунтуються на використанні сполук хлору, пероксиду водню, коагулянтів. Ці методи доцільно використовувати, якщо з води необхідно видалити токсичні і біологічні домішки, які не окиснюються, також, якщо частинки розміром 10 мкм і більше. Проте вони володіють рядом недоліків, тому не завжди забезпечують необхідну ефективність. Біологічні методи використовують в основному для знешкодження твердих осадів, що утворюються при механічній, фізико-хімічній та біологічній очистці стічних вод на підприємствах целюлозно-паперової, деревообробної, харчової та інших галузей промисловості.

Анаеробний процес часто застосовують для очищення дуже концентрованих стічних вод, що відводяться малярними, лакувальними, машинобудівними, деревообробними та іншими промисловими підприємствами.

Вибір того або іншого методу очищення (або декількох методів) необхідно робити з урахуванням і технологічних вимог, пропонованих до очищених виробничих стічних вод з метою подальшого їхнього використання, а також з урахуванням кількості стічних вод і концентрації забруднень у них, наявності необхідних матеріальних і енергетичних ресурсів і економічності процесу.

Список використаних джерел:

1. Голубець М.А. Актуальні питання сучасної екології. - К.: АСК, 2001. - 153 с.
2. Пашков А.П. Проблеми забруднення поверхневих, підземних і стічних вод та заходи щодо їх ліквідації і запобігання в Україні / А.П. Пашков // Безпека життєдіяльності. – 2011. – № 4. – С.10–16.
3. Хижняк О.О. Проблема знезаражування природної води / О.О. Хижняк // Наукові вісті. – 2007. – № 5. – С.129–135 4. Проблеми комплексного керування міським середовищем.- Львів, 2005. - 212 с.
4. Сологаев В. И. Водоснабжение и водоотведение: Конспект лекций. - Омск: Изд-во СибАДИ, 2010. - 44 с.

ВПЛИВ НОВОЇ КОНСТРУКЦІЙ СТРУМИННОГО АЕРАТОРА НА АКТИВНИЙ МУЛ

Саблій Л. А.¹, д.т.н., професор; Ободович О. М.², д.т.н., с.н.с;

Сидоренко В. В.², к.т.н.; Коренчук М. С.¹, аспірант

¹Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

²Інститут технічної теплофізики НАН України, м. Київ

larisasabliy@ukr.net

В процесі біологічного очищення в аеротенках широко застосовують пневматичні системи аерації, які забезпечують достатні концентрації розчиненого кисню у муловій суміші та її перемішування але потребують значних витрат електроенергії. Пошук низьковитратних способів насичення мулової суміші киснем повітря залишається актуальною проблемою [1]. Одним із таких способів є використання гідромеханічних систем аерації. Відомо, що такі системи аерації мають менші питомі енерговитрати порівняно з більш широко використовуваними пневматичними системами [2].

Метою дослідження є перевірка можливості використання нової конструкції струминного аератора для аерування активного мулу.

Дослідження проводили на базі аераційно-окиснювальної установки роторного типу в Інституті технічної теплофізики НАНУ [3] з доданим вузлом із струминним аератором нової конструкції (рис. 1). Принциповою особливістю нового струминного аератора є форсунка з отворами діаметром 1 мм, через які відбувається ежекція повітря. Отвори забезпечують утворення дрібнодисперсних бульбашок, що збільшує питому поверхню поділу фаз у зоні турбулентного змішування рідини з повітрям. Таким чином забезпечується інтенсивніше розчинення кисню повітря у воді.

Активний мул (АМ) відібраний з мулової камери після вторинних відстійників Бортницької станції аерації м. Києва (рис. 2). АМ є помірно-

навантаженим, нитчасті бактерії відсутні, наявні інфузорії родів: *Paramecium*, *Vorticella*, *Epistylis*, *Euplotes*; коловертки родів: *Habrotrocha*, *Epipheres*, *Rotaria*,

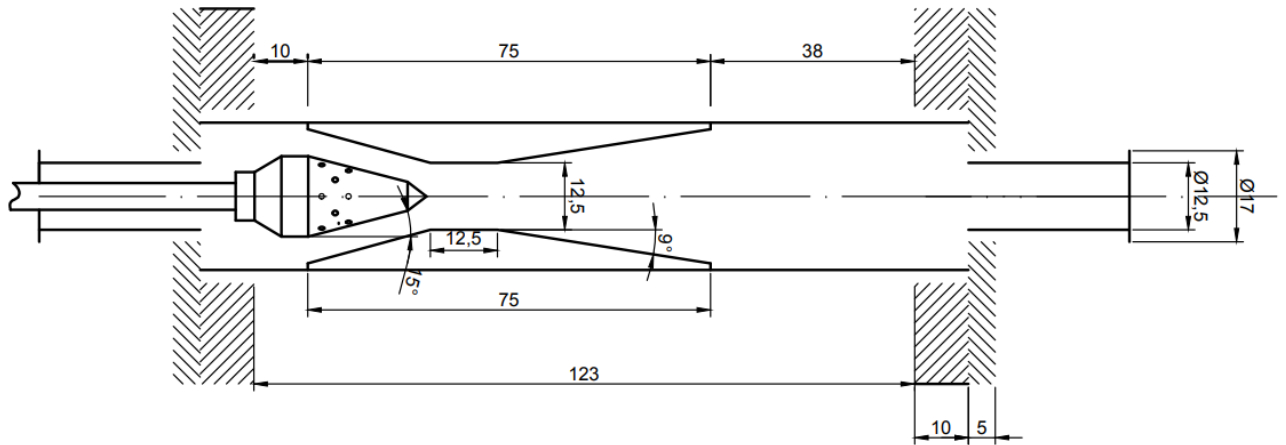


Рис. 1. Конструкція струминного аератора

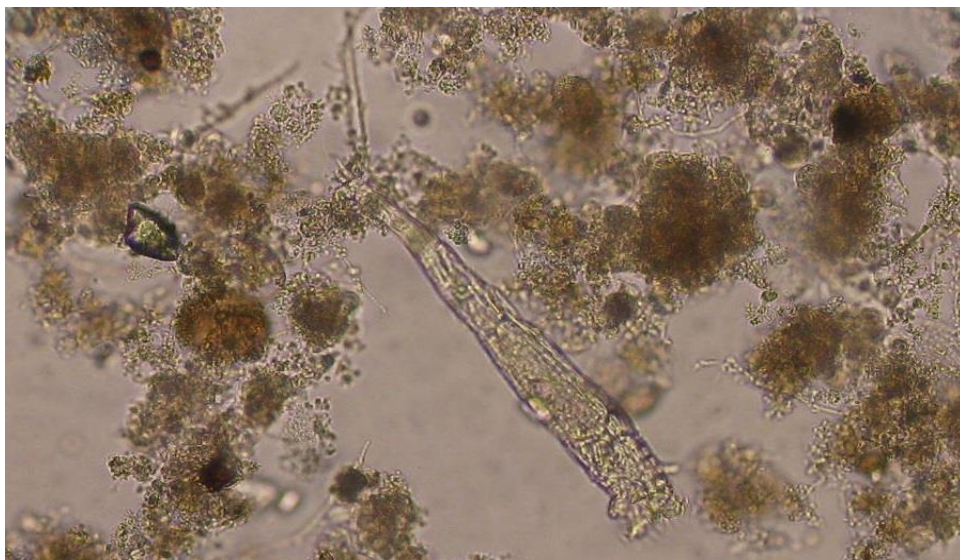
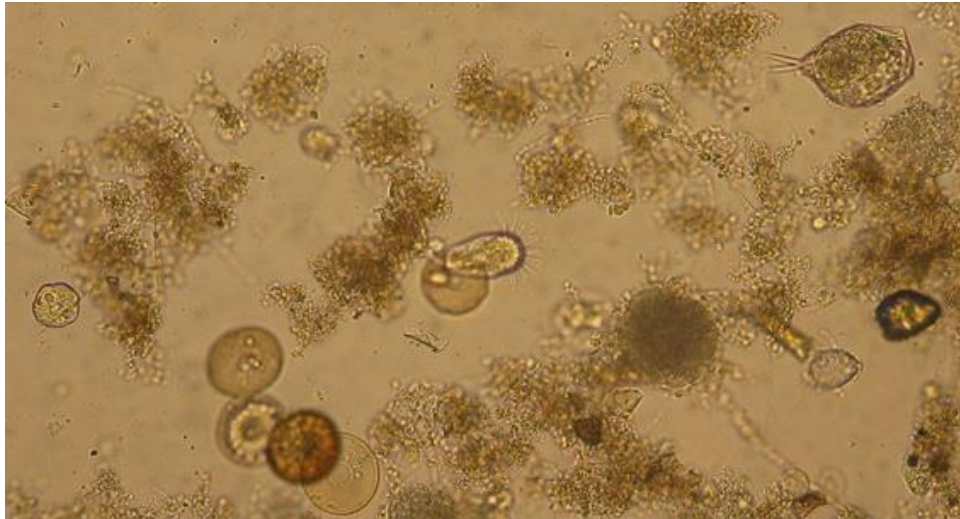


Рис. 2. Мікрофотографії активного мулу, x200

Pleurotrocha, поодинокі круглі черви. Концентрація АМ становила 5 г/дм³; Муловий індекс – 175 см³/г. Стічна вода відібрана після первинних відстійників Бортницької станції аерації.

Для досліджень було використано об'єм оброблюваної мулової суміші 21 дм³; дозу АМ – 1,7 г/дм³, що отримували розведенням АМ стічною водою в апараті перед початком обробки. Муловий індекс становив 168 см³/г

Тривалість обробки мулової суміші в установці прийнято 2 години. Відбір проб здійснювали на 1 та 2 годині обробки. Продуктивність установки становила 66 м³/доба, температура мулової суміші +19°C.

Вже на 1 годину обробки відбулось зменшення дози АМ до 1,4 г/дм³ і збільшення мулового індексу до 217 см³/г, які свідчать про руйнування пластівців АМ та, як наслідок, зменшення його щільності та погіршене осадження. Зафіксовано повну загибель найпростіших, коловерток, олігохетів. відповідно до результатів мікроскопування (рис. 3).

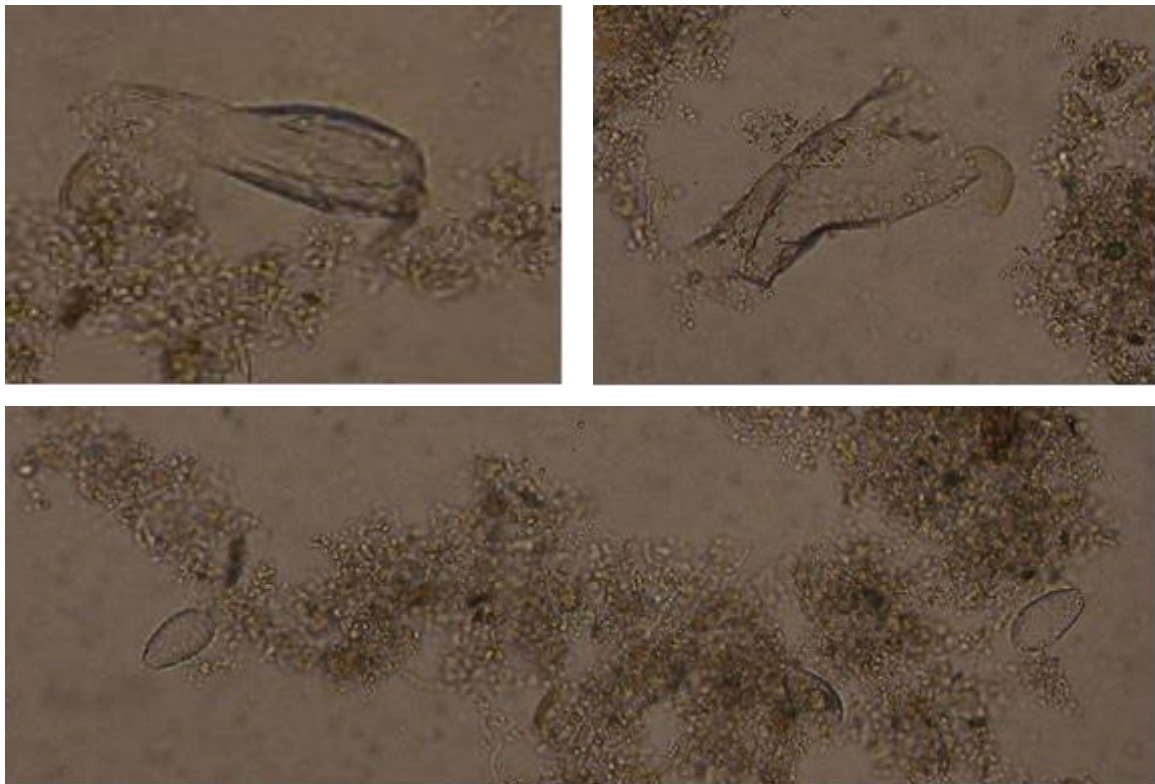


Рис. 3. Мікрофотографії активного мулу після обробки, x200

Отже, нову конструкцію струминного аератора можна застосовувати для забезпечення аерації в аеротенках за використання в якості робочої рідини очищених стічних вод, а також для попередньої їх аерації стічних вод. Подача в аератор активного мулу, як показали численні дослідження, призводить до погіршення його якості, що врешті-решт позначається на ефективності біологічного очищення стічних вод.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Обладнання та проектування в біоенергетиці та водоочищенні і управління безпекою праці / [Л. А. Саблій, О. М. Бунчак, В. С. Жукова та ін.]; під ред. д.т.н., проф. Л. А. Саблій. – Рівне: НУВГП, 2016. – 356 с.
2. Дослідження можливості використання аераційно-окиснювальної установки роторного типу для біологічного очищення стічних вод / Л. А. Саблій, О. М. Ободович, В. В. Сидоренко, М. С. Коренчук. // Вісник НУВГП, серія Технічні науки. – 2017. – С. 76–84.

УДК 628.33

АНАЛІЗ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

*Ціпук В.Я., Саблій Л.А., д.т.н., професор, професор кафедри екобіотехнології
та біоенергетики*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний
інститут імені Ігоря Сікорського»
mllevitsi@gmail.ru*

Важкі метали потрапляють у стічні води при утворенні в автомобільній, хімічній промисловості, у процесах виготовлення гальванічних елементів, друкарських, шкіряних і хутряних виробів та ін. Забруднення іонами важких металів навколишнього середовища є однією з найбільш серйозних проблем

сучасності, що спричиняє поглибленню досліджень очистки стічних вод, пошуку альтернативних та найбільш ефективних методів.

Проблема видалення важких металів із стічних є дуже актуальною. При поганій очистці стічні води надходять у природні водойми, де важкі метали накопичуються у воді і донних відкладеннях, тим самим стаючи джерелом вторинного забруднення.

Метою роботи є аналіз методів очищення, які мають перспективу застосування для очистки стічних вод від важких металів.

При очищенні стічних вод від важких металів використовують фізико-хімічні та біологічні методи.

До фізико-хімічних відноситься реагентний метод. Його суть полягає в трансформації розчинних у воді речовин на нерозчинні з додаванням різних реагентів з наступним відділенням їх від води у вигляді осаду. В якості реагентів для очищення стічних вод від іонів важких металів використовують гідроксиди кальцію і натрію, карбонат натрію, сульфід натрію, різні відходи, наприклад феррохромовий шлак та ін. Найбільш широко використовують гідроксид кальцію. Осадження металів здійснюється у вигляді гідроксидів. Процес проводять за різних значень рН. Недоліком реагентного методу є втрата цінних речовин разом із осадом [1], утворення великих об'ємів обводнених осадів, які потребують утилізації, в результаті чого зростають експлуатаційні витрати.

Використання методу феритизації дозволяє легко відділити магнітною сепарацією нерозчинні та хімічно інертні осади з щільною феритною структурою, а отже - з підвищеною екологічною безпечністю. При цьому досягається високий ступінь очищення води, що дозволяє ліквідувати скидання токсичних стічних вод у водойми та скоротити витрати води за рахунок використання очищеної води в оборотній системі водопостачання. Тривалість даного процесу залежить від температури і складає 20-30 хв за температури $\geq 60^{\circ}\text{C}$ та більше години за температури 30°C [2].

Одним із методів очищення стічних вод від іонів важких металів є метод сорбції. Як природний сорбент використовують бентонітову глину. Відомий аналог - спосіб адсорбції важких металів зі стічних вод методом сорбційного концентрування на природних цеолітах. Суть способу полягає в тому, що в розчин, що вміщує іони сорбованого металу, додають сорбент у співвідношенні між твердою і рідкою фазами не менш ніж 1:50. Як адсорбент використовують глиноподібний мінерал, представлений каолінітом, монтморилонітом та гідрослюдою. Процес відбувається за нормальної температури та періодичного перемішування, тривалість контакту - 8 год. Недоліком такого методу є недостатня якість очищення у кислому і нейтральному середовищах (рН 2÷7). Крім цього, значне набухання мінералу ускладнює його видалення та регенерацію після використання. При використанні як природного сорбенту бентонітової глини досягається вилучення важких металів у певному інтервалі рН, що призводить до підвищення ступеня очищення стічних вод [4].

Прогресивним розвитком методів природного біологічного очищення є біоінженерні споруди типу біоплато. Це штучна система очищення стічних вод, що має ряд характеристик природного біоплато. Для очищення стічних вод в цій системі застосовують різні гідробіоти: мікроорганізми, водорості, вищі рослини і т.д. Очищення можливе як в аеробних, так і в анаеробних умовах. При протіканні стічних вод через шари завантаження іони важких металів адсорбуються на зернах завантаження, при цьому відбувається ряд складних процесів адсорбції, комплексоутворення, осадження. У процесі росту мікроорганізми поглинають деякі важкі метали, що беруть участь в різних клітинних процесах, використовують, наприклад, мідь і цинк для синтезу власних ферментів, РНК, ДНК [3].

Перспективним біологічним методом очищення стічних вод від важких металів є фітоаккумуляція іонів вищими водними рослинами. Макрофіти мають здатність до накопичення речовин в концентраціях, що перевищують їх вміст у навколишньому середовищі. Вони є перспективним об'єктом фіторе mediaції, завдяки їх здатності накопичувати окремі елементи. Наприклад, кушир

(*Ceratophyllum demersum*) використовують для біоре mediaції муніципальних стічних вод в Ірані та Іраку. Найважливішими характеристиками водних макрофітів, що застосовуються для очищення вод є швидкий ріст, високий показник виробництва біомаси і здатність до накопичення високих концентрацій важких металів впродовж тривалого часу експозиції [7].

Одним із біологічних методів є осадження іонів важких металів біогенним сірководнем, який в анаеробних умовах здатні утворювати сульфаторедуруючі бактерії. При взаємодії сірководню з іонами металів утворюються малорозчинні або нерозчинні сульфід металів. При цьому кількість утвореного осаду є значно меншою ніж при використанні біомаси як сорбенту [5].

Останнім часом значне поширення одержали біологічні методи вилучення іонів важких металів, що ґрунтуються на властивостях мікроорганізмів акумулювати або сорбувати іони важких металів. Дріжджі *Saccharomyces cerevisiae* мають значний потенціал в акумуляції широкого діапазону катіонів металів, зокрема, це стосується іонів Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cr^{6+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} і Zn^{2+} [6].

Відомий комбінований спосіб очищення стічних вод від іонів важких металів за допомогою біосорбції дріжджами *S. cerevisiae* та металевої насадки в зовнішньому постійному магнітному полі. Найбільш ефективно сорбція іонів важких металів за допомогою дріжджів *S. cerevisiae* проходить в кислому середовищі. Але, паралельно з очищенням розчину від іонів важких металів, відбувається реакція між металом насадки та кислим середовищем, що очищується, і в розчин потрапляє певна кількість заліза (II). Тому було запропоновано ввести в процес очистки, ще один додатковий етап, а саме – етап феритизації [6].

Порівнюючи всі вище перераховані методи очищення стічних вод від важких металів, можна сказати, що кожен з методів володіє рядом переваг та недоліків. Проте традиційні методи, які укорінилися у наші часи, є недосконалими і потребують значних затрат електроенергії, хімічних реагентів,

а застосування реагентів-окисників провокує забруднення продуктами окиснення й утворення небажаних осадів. Більш краще використовувати новітні, перспективні фізико-хімічні методи очищення, наприклад сорбцію мінералами, що призведе до зменшення негативного впливу на гідросферу шкідливих факторів, що виникають при недостатньому очищенні забруднених вод, та зменшить економічні витрати на хімічні реагенти, в зв'язку з використанням природних мінеральних сорбентів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Л.О. Штриплинг, Ф.П. Туренко «Основы очистки сточных вод и переработки твердых отходов» \Учебное пособие – Омск: Изд-во ОмГТУ, 2005. – 192 с.
2. Летюк Л.М., Журавлев Г.И. Химия и технология фериттов\ Химия, 1983-256с
3. Михаил В.К. Водоохранение мероприятия в аридной зоне: эколого-экономический аспект\ Ылым, 1992-230с.
4. Большанина С. Б. Очищення стічних вод гальванічних виробництв сорбційними методами / С. Б. Большанина, Г. М. Гурець, Д. С. Балабуха, Д. В. Міляєва // Екологічна безпека. - 2014. - Вип. 1. - С. 114-118.
5. Черниш Є.Ю Утилізація осадів стічних вод сульфідогенною асоціацією мікроорганізмів -Дисертація на здобуття наукового ступеня,\Суми ,2014-233с.
6. Очищення стічних вод від іонів важких металів магнітокерованием біосорбентом за допомогою високоградієнтних магнітних полів.\ С.В. Горобець, д-р техн. наук, О.Ю. Горобець, д-р фіз.-мат. наук, О.К. Двойненко Электроника и связь. Тематический выпуск «Электроника и нанотехнологии», ч.2, 2009г.
7. Гроховська Ю.Р. Фітоаккумуляція макро- і мікроелементів – перспективи покращення якості поверхневих вод / Ю.Р. Гроховська, С.В. Кононцев // Вода: проблеми та шляхи вирішення. Збірник статей науково-практичної конференції з міжнародною участю, м. Рівне 6-8 липня 2016 року – Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І.Франка – С. 41-47.

ПЕРСПЕКТИВИ ВИРОБНИЦТВА БІОГАЗУ З МІКРОВОДОРОСТЕЙ ТА ЛІГНОЦЕЛЮЛОЗИ

Швецова І.В., Аблєєва І.Ю., к.т.н., старший викладач

Сумський державний університет

ira.shvetsova.spb@gmail.com, i.ableyeva@ecolog.sumdu.edu.ua

Згідно статистичних даних світових запаси нафти вистачить на 56 років. У зв'язку з чим очікується домінування біоенергетики у розвитку світової системи енергозабезпечення. Застосування біопалива із відновлюваної сировини дозволить зменшити використання невідновлювальних природних ресурсів, покращити експлуатаційні характеристики палив, знизити рівень забруднення навколишнього середовища і вирішити проблему викидів парникових газів.

Мета роботи полягає у встановленні особливостей процесу утворення біогазу третього покоління та вибору оптимальної сировини для його виробництва.

Біогаз третього покоління – газ, утворений шляхом анаеробного розкладу біомаси водоростей за допомогою груп мікроорганізмів. Технологічний процес виробництва палив із водоростей майже безвідходний. Сухі викиди біомаси зберігають всі вітаміни і корисні властивості, тому можуть бути використані як додаткове джерело їжі у рибництві та тваринництві. До того ж, можливе їх перетворення в ще один вид енергоносіїв – паливні брикети.

Області застосування даного ресурсу є значними, до них входять такі аспекти. З біогазу можна виробляти енергію. У той же час можна використовувати відхідне тепло, яке при цьому утворюється. Тому біогаз пропонує цікаві можливості для децентралізованого енергозабезпечення і являє собою ефективну альтернативу, зокрема, для великих аграрних підприємств в Україні.

Біогаз може застосовуватися на місці його виробництва у якості палива.

За оцінками вчених із Міністерства енергетики США, щорічно морські водорості можуть забезпечити не менше 50 млн. тон сухої сировини для виробництва біопалива. Згідно з найбільш вагомими результатами впровадження використання біомаси ціанобактерій для отримання енергоносіїв є поліпшення якості вод і, як результат оздоровлення навколишнього середовища [1].

Ціанобактерії зустрічаються всюди, оскільки володіють яскраво вираженими адаптаційними можливостями. Здатність поглинати певні гази (вуглекислий газ для фотосинтезу, кисень для «дихання», сірководень для хемосинтезу та азот для його фіксації) дозволяє одній клітині за вегетаційний період (70 діб) продукувати 1020 дочірніх кліток і приводить до їх масового розвитку – «цвітіння» води. Тому актуальним аспектом є отримання енергії з біомаси ціанобактерій, зібраних в період «цвітіння» акваторії. Саме мікроводорості є найбільш перспективними утилізаторами сонячної енергії виявилися мікроводорості: максимальне значення ККД фотосинтезу досягає 20 %. Енергія, що міститься в 1 м³ біогазу, еквівалентна енергії 0,6 м³ природного газу або 0,7 дм³ нафти або 0,6 дм³ дизельного палива [2].

Біогаз утворюється в результаті природного процесу мікробного розкладання органічної маси у вологому середовищі в анаеробних умовах. У ферментері (біореакторі) бактерії, що зустрічаються в природі, викликають бродіння органічних речовин, подібне до того, яке відбувається в рубцях жуйних тварин. Клітинні мембрани необроблених водоростей є важкопроникні, і використання їх без оброблення для отримання енергоносіїв є ускладненим. Із біомаси, яку попередньо обробили у полі гідродинамічної кавітації можливість екстракції ліпідів буде близько 80 %, у той час коли без попереднього оброблення можливість екстрагувати ліпіди падає приблизно до 25 %.

Кавітація є ефективним методом гідромеханічної інтенсифікації хімічних, харчових, фармацевтичних, біологічних та інших процесів. Ефективність кавітаційного процесу забезпечується кавітаційним руйнуванням твердої фази, турбулентною дифузією прикордонного шару рідини кавітаційними

бульбашками, аспектами масопереносу сходів, які характеризуються високими значеннями коефіцієнтів масопереносу. Обробка біологічних об'єктів в кавітаційному полі може бути використана як стадія попередньої обробки ціанобактерій з метою збільшення поверхні масопереносу для наступних екстракційних або біохімічних процесів. Результати мікроскопічного аналізу показали, що для деяких режимів обробки рідких речовин в кавітаційному полі спостерігається зменшення контрастних клітин, а також пошкодження клітинної мембрани, зменшення ясності контурів, агрегація і механічне пошкодження [3].

На відміну від вітряної і сонячної енергії, біогаз здатний нести базове навантаження, оскільки він виробляється постійно і незалежно від погодних умов, а також застосовується для виробництва енергії. З огляду на постійне постачання енергії, біогаз та біометан також підходять для створення балансу потужності і компенсування коливань, що виникають у разі застосування інших технологій виробництва енергії з поновлюваних джерел.

Отже, біомаса як відновлюваний енергоносіє створює для України чудові перспективи, а можливості її використання в енергетиці є дуже різноманітними. Біогаз може застосовуватися по-різному і відкриває, таким чином, численні можливості його використання.

Список використаних джерел

1. Коротких А.А. Мировой рынок биотоплива: состояние и перспективы. *Электронный научный журнал*. 2008. №2.
2. Никифоров В.В. О природоохранных и энергосберегающих перспективах спользования синезеленых водорослей. *Промышленная ботаника : сб. науч. тр.* 2010. Вып. 10. С. 193-196.
3. Вітенько Т. М. Гідродинамічна кавітація у масообмінних хімічних і біологічних процесах. Тернопіль: Видавництво Тернопільського державного технічного університету імені Івана Пулюя, 2009. 224 с.

БІОТЕХНОЛОГІЯ ПЕРЕРОБКИ ЖИРОВІСНИХ ВІДХОДІВ ШКІРЯНОГО
ВИРОБНИЦТВА ШЛЯХОМ КОФЕРМЕНТАЦІЇ

Шинкарчук М.В., аспірант, КПП ім. Ігоря Сікорського

Голуб Н.Б., д.т.н., професор, КПП ім. Ігоря Сікорського

Козловець О.А., к.т.н, технолог, ПП «Київбудпроект»

malvina.schinkarchuk@gmail.com

Відходи шкіряного виробництва, що утворюються в процесі підготовки, переробки та обробки сировини на шкіряних заводах, розділяють на реалізовані (можуть слугувати вторинною сировиною для виготовлення різних виробів) та ті, які без подальшої переробки просто вивозяться на майданчики їх утримання [1]. Основним таким відходом галузі є жировмісна сировина, яка містить хімічні домішки, що вносяться в процесі виробництва продукції (хлорид натрію, гідроксид кальцію, сульфід натрію, карбонат натрію та ін.) [2], та обмежує можливості використання жировмісної сировини, як відходів, що можуть бути реалізовані. Таким чином постає питання, щодо технології правильної утилізації такої сировини.

Така технологія повинна знижувати антропогенний вплив на природне середовище, покращувати, наскільки це можливо, органолептичні властивості (запах) відходів, зменшувати їх обсяг та давати можливість компенсувати (повністю, частково або з надлишком) економічні затрати на її впровадження та використання.

Анаеробне зброджування жировмісної сировини з додаванням косубстратів є раціональним вирішенням даного питання/

Метою дослідження є встановлення раціонального співвідношення жировмісні відходи : косубстрат, що в процесі коферментації дасть змогу одержати максимальний вихід біогазу.

У якості модельної сировини використовували чистий свинячий жир з додаванням солей (3 % NaCl за масою СОР) для імітації складу подібного до

жировмісних відходів шкіряного виробництва. Як косубстрат використовували відходи кукурудзи (листя, стебло), лушпиння картоплі, імітований жом яблук – вся сировина була подрібнена розмірами 4-7 мм. Рациональний вміст сухої органічної речовини в реакторі складав 7,5 %. Співвідношення жировмісна сировина : косубстрат розраховували по СОР, і вони становили 1:1, 2:1, 3:1, 4:1, 9:1.

Як інокулят використовували зброжену фракцію з лабораторних метантенків кафедри екобіотехнології та біоенергетики Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського» (м. Київ, Україна).

Коферментацію проводили в реакторах 0,5 дм³ (коефіцієнт корисного об'єму становить 0,75), температура збродження становила 38±1 °С. Показники виходу біогазу в процесі переробки визначали за допомогою мокрого газгольдера з градуйованою сухою частиною.

Для усіх співвідношень косубстратів початок газоутворення спостерігався на 1-2 добу. Для відходів кукурудзи та яблук максимальний вихід біогазу характерний для співвідношень 1:1. При використанні лушпиння картоплі як косубстрату спостерігалось закислення середовища на різних стадіях процесу для різних співвідношень. Таку залежність можна пояснити достатньо швидким утворенням органічних кислот, які не є субстратами для подальшого перетворення у метан, що призводить до зниження значення рН.

Для відходів кукурудзи і яблук процес метаногенезу тривав протягом 23-х діб. На 23 добу загальний вихід для співвідношення жировмісна сировина : відходи кукурудзи становив 4000 см³, що на 32,75% перевищує вихід біогазу при коферментації такого ж співвідношення жиру з жомом яблук.

Список використаних джерел:

1. Рубанка М. М. Відходи легкої промисловості, способи переробки та області подальшого використання / М. М. Рубанка, В. П. Місяць // Вісник КНУТД. 2015. №4 (88). С. 34-39.

2. Голуб Н. Б. Одержання біогазу при зброджуванні жиромісних відходів шкіряного виробництва / Н. Б. Голуб, М. В. Шинкарчук, О. А. Козловець // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. 2017. № 6/10 (90). С. 4-9.

УДК 504.53.06

БІОТЕХНОЛОГІЧНІ РІШЕННЯ ДЛЯ РЕМЕДІАЦІЇ ГРУНТОВОЇ
ЕКОСИСТЕМИ

Шуліпа Є.О.

Сумський державний університет, кафедра ПЕК

lady.shulipa@gmail.com

Упродовж останніх десятиліть у зв'язку з бурхливим розвитком промисловості спостерігається значне зростання вмісту важких металів (ВМ) у біосфері, атмосфері та гідросфері, тому нині вони є одним із пріоритетних забруднювачів земельних ресурсів. В умовах інтенсивного антропогенного впливу надходження ВМ у агроєкосистему перевищує її захисні (буферні) властивості. Це призводить до зниження врожайності та якості продукції рослинництва, робить її небезпечною для людей і тварин. [1]

Площі територій з понаднормовими концентраціями ВМ у ґрунтах збільшуються, отже, проблема набуває загрозливого характеру і потребує запровадження сучасних і ефективних заходів ремедіації забрудненого середовища. При розробці технології очищення необхідно враховувати комплексність і масштаби забруднення ґрунтів, найменші ризики повторного забруднення середовища, а також максимально забезпечити відновлення ґрунту до природного стану. [8]

Сьогодні велику увагу привертають біологічні способи очищення, які характеризуються високою ефективністю та нетоксичністю. Методи

біоремедіації засновані на здатності різних груп живих організмів у процесі життєдіяльності розкласти або акумулювати у своїй біомасі забруднювачі.[2]

Найбільш перспективним і екологічно безпечним методом деконтамінації забруднених ґрунтів вважається **фіторемедіація**. Механізм очищення ґрунтується переважно на використанні рослин-гіперакумуляторів, які здатні вилучати токсиканти із середовища у високих концентраціях і проявляти толерантність до їх дії [6,7,8]. Головна перевага фітотехнологій – процес видалення забруднюючих речовин відбувається без руйнування структури ґрунту і зменшення його родючості.

Існують різні **види фіторемедіації**: фітоекстракція, фітостабілізація, фітодеградація, фітостимуляція, ризофільтрація, ризодеградація, фітовипаровування тощо [7,8]. Для очищення ґрунтів від ВМ використовують фітоекстракцію (поглинання та накопичення ЗР в організмі рослини), фітостабілізацію (зменшення мобільності політантів і/чи накопичення у кореневій системі рослини-акумулянта) чи ризофільтрацію (метали абсорбуються і зв'язуються у кореневих системах фіторемедіантів) [6].

Поглинання ЗР та їх розподіл у рослинах залежить від їх біодоступності, яка складається із доступності політантів (їх фізико-хімічних властивостей: розчинність у воді, молекулярна маса тощо), характеристик середовища (кислотність, гранулометричний склад ґрунту, рівень гумусу, вологість та ін.) і фізіологічних та морфологічних особливостей рослин (рівень стійкості до дії забруднювачів, рівень розвиненості кореневища тощо). [2]

Незважаючи на переваги фіторемедіація має ряд недоліків: високі концентрації політантів у середовищі можуть бути токсичними для рослин і мікроорганізмів; ЗР повинні бути біологічно доступними для рослин; процес очищення може займати великий проміжок часу; окрім того токсичність і біологічна активність деградованих сполук мало досліджена [10].

Після подібної обробки зараженого об'єкта фітомаса рослин може служити джерелом для виділення ВМ. Для цього їх спалюють, а ВМ відновлюють із золи. Відомі й інші випадки утилізації. Фітомасу, яка містить

Se, використовували як добавку в корм тваринам за умови, що вона не токсична. Фітомасу, що містить Zn і Cu можна використовувати в якості добрив для ґрунтів, що відчувають нестачу цих мікроелементів як есенціальних. [3]

Також існують інші біотехнологічні методи, такі як **біоаугментація** - внесення (у вигляді біопрепаратів) спеціалізованих мікроорганізмів, чужорідних для даного місця проживання, які заздалегідь були виділені з природних джерел або спеціально генетично модифіковані та селекціоновані. Вони володіють необхідною біодеградуючою активністю, стійкі до високих концентрацій полютанта і не володіють небажаними побічними ефектами. Внесені мікроорганізми розкладають основну масу забруднень, знижують їх негативний вплив на біоту і тим самим стимулюють процеси самоочищення. [4]

До біопрепаратів для рекультивації і відновлення родючості ґрунтів можна віднести:

- різні органічні відходи та ін. матеріали, модифіковані при хімічній або мікробіологічній дії, в процесі анаеробного зброджування, аеробної ферментації, компостування або вермикомпостуванні;
- спеціалізовані препарати на основі мікроорганізмів і ферментів: біодобрива, які включають азотфіксатори, препарати ендомікоризних грибів та ін.;
- біопрепарати проти збудників різних захворювань рослин (засоби захисту рослин), для поліпшення фітосанітарного стану ґрунтів. [6]

У роботі [9] досліджено вплив неорганічного добрива (NPK, 100 кгN/га), компостів із кацави (*Manihot utilissima* Pohl.) і титонії (*Tithonia diversifolia*) у концентраціях 20 і 40 т/га на процес іммобілізації Pb у ґрунті, в якому вирощували кукурудзу (*Zea mays* L.). Додавання компосту сприяло збільшенню висоти рослини на 89 – 94%, а також площі листків та їх кількості (особливо при внесенні у ґрунт компосту із титонії у концентрації 40 т/га).

У експериментальній роботі англійські вчені у якості іммобілізатора використовували компост, який отримували при переробці осаду стічних вод і «зелених відходів» та збагачували його мінералами. Ґрунти із різними ступенями забруднення змішували з компостом у різних співвідношеннях.

Критерієм оцінки слугували: кількість продукуваної біомаси і акумульованих металів райграсом (*Lolium perenne* L.). Результати досліджень показали, що використання компосту (із зелених відходів) зменшує вилуговування Cd і Zn до 48%, тоді як внесення компосту із осаду стічних вод сприяє акумуляції Zn рослиною (удвічі більша кількість металу в тканинах), проте концентрація у райграсі Cd, Cu, Pb, навпаки, зменшується у середньому на 80%. [11]

У теперішній час спектр таких біопрепаратів, що показали на практиці свою високу ефективність і перспективність досить великий. Пропонується для використання значна кількість як українського так і зарубіжного виробництва. Серед зарекомендованих - препарати на основі гумінових кислот. Малі дози (0,1-1 кг/м²) препаратів гумінових кислот і гуматів, особливо фульвокислоти, а також різні модифікації гумінових речовин, стимулюють розвиток рослин.[5]

Висновки

Забруднення ґрунтів ВМ представляє важливу екологічну проблему. Однак сорбція їх сорбентами і переведення у важкорозчинні осаді призводять до виникнення відкладених негативних наслідків. Вимивання ВМ за межі ґрунтового профілю водою малоефективне у зв'язку зі слабкою розчинністю осадів ВМ в ґрунтах і значною міцністю їх зв'язку в ґрунтовому поглинаючому комплексі. Вищевказані недоліки існуючих методів очищення ґрунтів від ВМ визначають необхідність пошуку нових методів інтоксикації ґрунтів, які будуть більш рентабельні та екологічно чисті щодо технологій. Прикладами таких методів є біотехнологічні, а саме фіторе mediaція, біоаугментація, внесення біогенних органо – композитних систем, іоно – обмінних смол, тощо.

В цілому ці методи очищення ґрунтів в результаті невисокого ступеня впровадження в практику екологічних технологій займають невисоке місце в рейтингу популярних технологій детоксикації. Однак при їх подальшому більш детальному вивченні та розробці вони неодмінно превалюватимуть над фізико-хімічними та механічними методами.

Список використаної літератури

1. Антонюк Н. О. Шляхи очищення довкілля від забруднення важкими

- металами / Н. О. Антонюк, Н. А. Гриценко // Наукові праці НУХТ -2014 - Том 20 – №5.
2. Білик Т. І. Біодоступність забруднюючих речовин у водному та ґрунтовому середовищах / Т. І. Білик, О. С. Штика, А. О. Авдєєва, А. О. Падалка // Вісник Національного авіаційного університету. – 2008. – № 2(35). – С. 78-80.
 3. Гош М. Фіторе mediaція важких металів та утилізації їх побічних продуктів / М. Гош, С. Сінг // Азіатський журнал з енергетики та навколишнього середовища. – 2005. – №6(04). – С. 214 – 231.
 4. Звягінцева, Д.Г. Мікроорганізми і охорона ґрунтів. – М.; 1997. – С.129-149
 5. Марміролі Н. Фіторе mediaція і фітотехнології: огляд за сьогодення і майбутнє / Н. Marmirolі, М. Marmirolі, Є. Маестрі // Моніторинг забруднення ґрунту та води, захист та відновлення. – 2006. – № 3(23) – С. 403 – 416.
 6. Паскін І.І. Фіторе mediaція: зелена революція в екології // І.І. Паскін // - М.: Планета, 2012. №1. - С. 23-25.
 7. Шевелуха В.С. Сільськогосподарська біотехнологія: посіб. для студ. Вузів / ред. В. С. Шевелуха. - 3 вид., перероб. і дод. - Москва: Вища школа, 2008. - 710 с
 8. Щербаченко О. І. Важкі метали як токсичний фактор забруднення природного середовища. Стійкість і адаптація рослин до їх впливу / О. І. Щербаченко // Наукові записки Державного природознавчого музею / Інститут екології Карпат НАН України – Львів, 2014 – Вип. 30. – С. 157-182.
 9. Adejumo S. A. In situ remediation of heavy metal contaminated soil using Mexian Sunflower (*Tithonia diversifolia*) and Cassava waste composts / S. A. Adejumo, A. O. Togun, J. A. Adediran, M. B. Ogundiran // World Journal of Agricultural Sciences. – 2011. – № 7(2) – P. 224 – 233.
 10. Dermont G. Metal-contaminated soils: remediation practices and treatment

technologies / G. Dermont, M. Bergeron, G. Mercier, M. Richer-Laflèche // Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management. – 2008. – Vol. 12, № 3. – P. 188 – 209

11. Van Herwijnen R. Remediation of metal contaminated soil with mineral-amended composts / R. van Herwijnen, T. R. Hutchings, A. Al-Tabbaa, A. J. Moffat, M. L. Johns, S. K. Oukia // Environmental Pollution. – 2007. – Vol. 150, № 3. – P. 347 – 354.